

المطهرات البديلة والمؤكسدات

دليل إرشادي



منظمة الصحة العالمية
المكتب الإقليمي لشرق المتوسط
المركز الإقليمي لأنشطة صحة البيئة
عمان-الأردن، 2005

صدرت الطبعة الأصلية عن وكالة حماية البيئة الأمريكية عام 1999 تحت عنوان:

Alternative Disinfectants and Oxidants (Guidance Manual)

وقد منحت الوكالة حقوق تعريب هذه الوثيقة للمركز الإقليمي لأنشطة صحة البيئة التابع لمنظمة الصحة العالمية. والمركز هو المسؤول الحصري عن الطبعة العربية.

ترحب منظمة الصحة العالمية بطلبات الحصول على الإذن باستنساخ أو ترجمة منشوراتها جزئياً أو كلياً. وتوجه الطلبات والاستفسارات في هذا الصدد إلى مكتب المطبوعات بمنظمة الصحة العالمية، إقليم شرق المتوسط، القاهرة، الذي يسره أن يقدم أحدث المعلومات عن أي تغييرات تطرأ على النصوص، وعن الخطوط الخاصة بالطبعات الجديدة، وعن الترجمات والطبعات المكررة المتوافرة.

© مُنظَّمة الصِّحَّة العَالَمِيَّة، 2005

جميع الحقوق محفوظة
إن التسميات المستخدمة في هذه المنشورة، وطريقة عرض المادة التي تشتمل عليها، لا يُقصدُ بها مطلقاً التعبير عن أي رأي لأمانة منظمة الصحة العالمية، بشأن الوضع القانوني لأي قطر، أو مقاطعة، أو مدينة، أو منطقة، أو لسلطات أيٍّ منها، أو بشأن حدود أيٍّ منها أو تخومها. وتمثل الخطوط المنقطعة على الخرائط خطوطاً حدودية تقريبية قد لا يوجد حولها بعد اتفاق كامل.
ثم إن ذكر شركات بعينها، أو منتجات جهة صانعة معينة، لا يقصد به أن منظمة الصحة العالمية تخصها بالتركية أو التوصية، تفضيلاً لها على ما لم يرد ذكره من الشركات أو المنتجات ذات الطبيعة المماثلة.
يمكن الحصول على منشورات منظمة الصحة العالمية من إدارة التسويق والتوزيع، المكتب الإقليمي لمنظمة الصحة العالمية لشرق المتوسط، ص. ب. (7608)، مدينة نصر، القاهرة 11371، مصر (هاتف رقم: +202 670 2535؛ فاكس رقم: +202 670 2492؛ عنوان البريد الإلكتروني: DSA@emro.who.int). وينبغي توجيه طلبات الحصول على الإذن باستنساخ أو ترجمة منشورات المكتب الإقليمي لمنظمة الصحة العالمية لشرق المتوسط، سواء كان ذلك لبيعها أو لتوزيعها توزيعاً غير تجاري إلى المستشار الإقليمي للإعلام الصحي والطبي، على العنوان المذكور أعلاه (فاكس رقم: +202 276 5400؛ عنوان البريد الإلكتروني: HBI@emro.who.int).

يمكن التوصل إلى النص الكامل لهذه المنشورة عن طريق الإنترنت <http://www.emro.who.int/ceha/publication.asp>

شكر وتقدير

يعرب مركز منظمة الصحة العالمية الإقليمي لأنشطة صحة البيئة عن شكره للتالية أسمائهم وذلك عن جهودهم المتعددة في إخراج هذه الوثيقة العلمية:

الترجمة والتعريب: الدكتورة منار فياض (مركز الدراسات والبحوث المائية والبيئية)

المراجعة العلمية والتنقيح التقني: الدكتور المهندس صقر السالم (المركز الإقليمي لأنشطة صحة البيئة)

التدقيق اللغوي: الدكتور قاسم سارة (المكتب الإقليمي لشرق المتوسط)

المراجعة والاخراج الفني: المهندس مازن ملكاوي (المركز الإقليمي لأنشطة صحة البيئة)

السيدة رهام اليمن (المركز الإقليمي لأنشطة صحة البيئة)

المهندس أحمد الكوفحي (جمعية البيئة الأردنية)

مقدمة

يعطي هذا الدليل بيانات تقنية ومعلومات هندسية عن المطهرات والمؤكسدات الأقل استخداماً من الكلور. وتشجع وكالة حماية البيئة الأمريكية محطات تنقية مياه الشرب السلطات المسؤولة عن مياه الشرب أن تراجع ممارسات التطهير المستخدمة حالياً، وذلك لتحسين جودة المياه الجاهزة دون أن يؤدي ذلك إلى أي خلل في الحماية البيولوجية.

هذا الدليل إرشادي فقط، ويجب على الأنظمة أن تعمل على تقييم أي تغييرات تجريها على ممارسات التطهير بحيث تحافظ على جودة المياه من النواحي الفيزيائية والكيميائية والبيولوجية لتبقى المياه الجاهزة مطابقة لمواصفات مياه الشرب.

كشف المختصرات

ACVK	Acid chrome violet K
AOC	Assimilable organic carbon
AWWA	American Water Works Association
BAC	Biologically active carbon
BAF	Biologically active filtration
BAT	Best Available Technology
BCA	Bromochloroacetic acid
BDOC	Biodegradable Organic Carbon
BMP	Best management practice
BOM	Biodegradable Organic Matter (=BDOC + AOC)
CT	Concentration Time
CWS	Community Water System
D/DBP	Disinfectants/disinfection byproducts
DBP	Disinfection byproducts
DBPFP	Disinfection byproduct formation potential
DBPP	Disinfection byproduct precursors
DBPR	Disinfectants/disinfection byproducts rule
DBPRAM	DBP Regulatory Assessment Model
DOC	Dissolved organic carbon
DWEL	Drinking Water Equivalent Level
EBCT	Empty bed contact time
EPA	Guidance Manual
EPA	United States Environmental Protection Agency
ESWTR	Enhanced Surface Water Treatment Rule
FBR Filter	Backwash Rule
FY	Fiscal year
GAC	Granular activated carbon
GWR	Ground Water Rule
HAA5	Haloacetic acids
IC	Ion chromatography
ICR	Information Collection Rule
IESWTR	Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule
IOC	Inorganic chemical
LOAEL	Lowest observed adverse effect level
LOQ	Limit of Quantitation
MCL	Maximum Contaminant Level
MCLG	Maximum Contaminant Level Goal
MDL	Method Detection Limit
mg/L	Milligrams per liter
Mgd	Million gallons per day
MIB	Methylisoborneol
MRDL	Maximum Residual Disinfectant Level (as mg/l)
MRDLG	Maximum Residual Disinfectant Level Goal
MRL	Minimum Reporting Level
NOM	Natural Organic Material
NCI	National Cancer Institute
ND	Not detected
NIPDWR	National Interim Primary Drinking Water Regulation
NOM	Natural Organic Matter
NPDWR	National Primary Drinking Water Regulation
NTNC	Nontransient non-community water system
NTP	Normal Temperature and Pressure
OSHA	Occupational Safety and Health Administration
PE	Performance evaluation

POE	Point-of-Entry Technologies
POU	Point-of-Use Technologies
ppb	Parts per billion
ppm	Parts per million
PQL	Practical Quantitation Level
PTA	Packed Tower Aeration
PWS	Public water system
RMCL	Recommended Maximum Contaminant Level
RNA	Ribo Nucleic Acid
RSC	Relative Source Contribution
SDWA	Safe Drinking Water Act
SM	Standard Method
SMCL	Secondary Maximum Contaminant Level
SOC	Synthetic Organic Chemical
SWTR	Surface Water Treatment Rule
TCE	Trichloroethylene
THM	Trihalomethane
THMFP	Trihalomethane formation potential
TMV	Tobacco mosaic virus
TOC	Total organic carbon
TOX	Total Halogenated Organic Compounds
TTHM	Total trihalomethanes
UF	Ultra Filtration
UV	Ultra-Violet Radiation()
UV	Ultraviolet
VOC	Volatile Organic Chemical
WIDB	Water Industry Data Base
WS	Water supply
XDBPs	Halogenated DBP

قائمة المصطلحات

ACVK Acid chrome violet K	حمض الكروم البنفسجي
Acute	حاد
Air Compressors	ضاغطات هواء
Aldehydes	ألدهيدات
Alkalinity	القلوية
Alternative Disinfectants and Oxidants	المطهرات والمؤكسدات البديلة
Alum	الشب
AOC Assimilable organic carbon	الكربون العضوي المتاح
Asiatic Clams	المحارات الآسيوية
AWWA American Water Works Association	مؤسسة أعمال المياه الأمريكية
BAC Biologically active carbon	الكربون المنشط بيولوجيا
Bacteria	الجراثيم
BAF Biologically active filtration	الترشيح المنشط بيولوجيا
BAT Best Available Technology	أفضل التقنيات المتوافرة
BCAA Bromochloroacetic acid	حمض برومو كلورو أستيك
BDOC Biodegradable organic carbon	الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي
Bench mark	مقياس مرجعي
Biological Stability	الثبات البيولوجي
Biologically Active Filtration	الترشيح البيولوجي النشط
BMP Best management practice	الممارسات الإدارية الأمثل
BOM Biodegradable Organic Matter (=BDOC + AOC)	المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي
Bromate ion	أيون البرومات
Bromide ion	أيون البروميد
Brominated	ميرمن
Bromite ion	أيون البرومايت
Bubble Diffuser Contactor	خزانات التلامس بانتشار الفقاعات
Centrifugal Compressor	ضاغطة هواء الطارده من المركز
Chloramine	كلورامين
Chlorate	الكلورات
Chlorine	الكلور
Chlorine dioxide	ثاني أكسيد الكلور
Chronic	مزمن
Cholera	الهبضة
Combined Disinfectants	المطهرات المشتركة
Concentration Time (CT)	مدة التركيز (م.ت)
Confidence interval	مجال الثقة
Contact Time	مدة التلامس
Corona Discharge	التفريغ الإكليلي
Cryptosporidium	خفية الأبواغ (جنس من الحيوانات الأولية)
CWS Community Water System	أنظمة تنقية المياه الخاصة بالتجمعات السكانية
D/DBP Disinfectants/disinfection byproducts	المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير
DBP Disinfection byproducts	النواتج الجانبية لعملية التطهير
DBPFP Disinfection byproduct formation potential	احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير
DBPP Disinfection byproduct precursors	مسببات النواتج الجانبية لعملية التطهير
DBPR Disinfectants/disinfection byproducts rule	قانون النواتج الجانبية لعملية التطهير
DBPRAM DBP Regulatory Assessment Model	نموذج التقييم التشريعي للنواتج الجانبية لعملية التطهير
Deoxyribonucleic Acid	حمض الديوكسي رايبونوكليك
Diatomaceous Earth	التربة المشطورية
Diffusors	الناشرات
Diseases	الأمراض
Disinfectant Generation	توليد المطهرات
Disinfectants	المطهرات
Disinfection Benchmarking	المقاييس المرجعي للتطهير
Disinfection Byproduct Formation Potential	إمكانية تكون نواتج جانبية للتطهير
Disinfection Profiling	النموذج البياني لكفاءة التطهير

Disinfection Strategy	استراتيجية التطهير
Distribution Systems	أنظمة التوزيع
DOC Dissolved organic carbon	الكربون العضوي الذائب
Dosing Pump	مضخة معايير
Double Media Filter(Anthracite-Sand)	مرشح ذو وسط مزدوج (انثراسايت – رمل)
Drinking Water Chlorination	كلورة مياه الشرب
DWEL Drinking Water Equivalent Level	مستوى مكافئ لمياه الشرب
EBCT Empty bed contact time	مدة التلامس مع العمود الفارغ
Environmental Factors	العوامل البيئية
Environmental protection Agency	وكالة حماية البيئة الأمريكية
EPA Guidance Manual	دليل إسترشادي لوكالة حماية البيئة الأمريكية
EPA United States Environmental Protection Agency	وكالة الولايات المتحدة لحماية البيئة
ESWTR Enhanced Surface Water Treatment Rule	قانون التنقية المكثفة للمياه السطحية
Fast Filters	المرشحات السريعة
FBR Filter Backwash Rule	قانون الغسل الراجع للمرشحات
Filtration	الترشيح
Finished Waters	المياه الجاهزة
Flocculation	التندف
Flourescent Light Lamp	مصباح الضوء الفلوري
Formation of Inorganic Byproducts	تكون النواتج الجانبية غير العضوية
FY Fiscal year	السنة المالية
GAC Granular activated carbon	الكربون الحبيبي المنشط
Generation Tube	انبوب التوليد
Giardia Cysts	حويصلات الجياردية
Giardia Lamblia	الجياردية اللمبية
Granulated Active Carbon	الكربون الحبيبي المنشط
GWR Ground Water Rule	قانون المياه الجوفية
HAA5 Haloacetic acids	احماض هالو استيك
Halogenate organic material	المواد العضوية المهلجنة
Halogenated Ketones	الكيتونات المهلجنة
Humic Substances	المواد الهيومية
Hydrogen Peroxide	بيروكسيد الهيدروجين
Hydroxyl Free Radicals	جذور الهيدروكسيل الحرة
Hypobromite ion	أيون الهيبوبروميت
Hypobromous acid	حمض هاييوبروموس
Hypochlorite ion	أيون الهيبوكلوريت
Hypochlorous acid	حمض هاييوكلوروس
IC Ion chromatography	الكروماتوغرافيا الأيونية
ICR Information Collection Rule	قانون جمع المعلومات
IESWTR Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule	القانون المرحلي للتنقية المكثفة للمياه السطحية
Inactivation Logarithem Profiles	نماذج بيانية للتثبيط اللوغاريتمي
Inactivation Mechanism	اليات التثبيط
Information Collection Rule	قانون جمع المعلومات
Injector	محقة
IOC Inorganic chemical	مادة غير عضوية
Iodometric Methods	الطرق الايودومترية
Ketones	الكيتونات
Lime	القصاره (الجير)
Liquid Ring Compressor	ضاغطة هواء ذات الحلقة السائلة
LOAEL Lowest observed adverse effect level	الحد الأدنى للتأثير السلبي الملحوظ
Log Removal	الازالة اللوغاريتمية
LOQ Limit of quantitation	الحد الأدنى لإيجاد التركيز
Maximum Residuals Disinfection Limits	حدود متبقيات التطهير القصوى
MCL Maximum Contaminant Level	حدود الملوثات القصوى
MCLG Maximum Contaminant Level Goal	أهداف حدود الملوثات القصوى
MDL Method Detection Limit	حد الكشف للطريقة
mg/L Milligrams per liter	ملغم / لتر
mgd Million gallons per day	مليون جالون في اليوم
MIB Methylisoborneol	ميثل ايزو بورينول

Microbial Protection	الحماية الجرثومية
Monochloramine	احادي كلورامين
MRDL Maximum Residual Disinfectant Level (as mg/l)	حدود متبقيات المطهرات القسوى
MRDLG Maximum Residual Disinfectant Level Goal	أهداف حدود متبقيات المطهرات القسوى
MRL Minimum Reporting Level	الحد الأدنى للتبليغ
NaCl Sodium chloride	كلوريد الصوديوم
Natural Organic Material) NOM	المواد العضوية الطبيعية
NCI National Cancer Institute	المركز الوطني للسرطان
ND Not detected	لم يتم كشفها
NIPDWR National Interim Primary Drinking Water Regulation	التشريعات الوطنية الأولية المؤقتة لمياه الشرب
NOM Natural Organic Matter	المواد العضوية الطبيعية
NPDR National Primary Drinking Water Regulation	التشريعات الوطنية الأولية لمياه الشرب
NTNCWS Non-transient non-community water system	أنظمة المياه الدائمة التي لا تخص تجمعات سكانية
NTP Normal Temperature and Pressure	درجة الحرارة والضغط الطبيعيين
Nutrients	المغذيات
Operator Skill	مهارة المشغل
OSHA Occupational Safety and Health Administration	ادارة السلامة والصحة المهنية
Oxidizing Agents	العوامل المؤكسدة
Oxygen	أكسجين
Ozonation	الأوزنة
Ozone	الأوزون
Ozone/Hydrogen Peroxide combinations	توليفات الأوزون/بيروكسيد الهيدروجين
Pathogens	الكائنات الممرضة
PE Performance evaluation	تقييم الأداء
pH	درجة الحموضة
Pilot Studies	دراسات ريادية
POE Point-of-Entry Technologies	تقنيات نقاط الإدخال
Poliovirus	الفيرسة السنجابية
Potassium permanganate	بيرمنجنات البوتاسيوم
Potassium Permanganate	برمنغات البوتاسيوم
POU Point-of-Use Technologies	تقنيات نقاط الاستخدام
ppb Parts per billion	جزء بالليون
ppm Parts per million	جزء بالمليون
PQL Practical Quantitation Level	المستوى العملي لإيجاد التركيز
Precursors	المواد المسببة
Pre-disinfectant	مطهر قبلي
Protozoa	الأوالي
PTA Packed Tower Aeration	تهوية الأبراج المعبأة
PWS Public water system	نظام المياه العام
Regulatory Requirements	المتطلبات التشريعية
Residuals	المتبقيات
RMCL Recommended Maximum Contaminant Level	الحد الأقصى للملوثات الذي ينص به
RNA (Ribonucleic Acid)	حمض الرايبونوكوي
Rotary Lobe Compressor	ضاغطة هواء ذات القص الدوار
Rotary Screw Compressor	ضاغطة هواء ذات اللولب الدوار
RSC Relative Source Contribution	مساهمة المصدر النسبية
Sand Filtration	الترشيح الرمل
SDWA Safe Drinking Water Act	قانون سلامة مياه الشرب
Secondary Disinfectant	مطهر ثانوي
Sedimentation	الترسيب
Silent Electrical Discharge	التفريغ الكهربائي الصامت
Slime Layer	الطبقة اللزجة
Slow Sand Filters	مرشحات الرمل البطيئة
SM Standard Method	طريقة قياسية
SMCL Secondary Maximum Contaminant Level	مستوى الحد الأقصى الثانوي للملوثات
SOC Synthetic Organic Chemical	مواد عضوية مصنعة
Spores	أبواغ
Supply Networks	شبكات التوريد
Surface Water Treatment Plants	محطات تنقية المياه السطحية

Suspended Matter	المواد العالقة
SWTR Surface Water Treatment Rule	قانون تنقية المياه السطحية
TCE Trichloroethylene	ثلاثي كلورواثلين
THM Trihalomethane	ثلاثي هالوجينوميثان
THMFP Trihalomethane formation potential	احتمالية تكون ثلاثي هالوجينو ميثان
TMV Tobacco mosaic virus	فيروس التتباك الفسيفسائي
TOC Total organic carbon	الكربون العضوي الكلي
Total Organic Carbon	تركيز الكربون العضوي الكلي
TOX(Total Halogenated Organic Compounds)	و المركبات العضوية المهلجنة الكلية
TTHM Total trihalomethanes	ثلاثي هالوجينوميثانات الكلية
Turbine Mixers	خلاطات تربينية
Ultra Filtration (UF)	الترشيح الفائق
Ultra-Violet Radiation(UV)	الأشعة فوق البنفسجية
UV Ultraviolet	فوق بنفسجي
Vane Compressor	ضاغطة هواء ذات الريش
Vegetative Bacteria	الجراثيم الخضرية
Viruses	الفيروسات
VOC Volatile Organic Chemical	كيماويات عضوية متطايرة
Water Recycling	تدوير مياه
Water Treatment Industry	صناعة معالجة المياه
WIDB Water Industry Data Base	قاعدة بيانات صناعة المياه
WS Water supply	تزويد المياه
XDBPs Halogenated DBP	النواتج الجانبية المهلجنة لعملية التطهير
Zebra Mussels	الرخويات المخططة

قائمة المحتويات

الفصل 1	مقدمة
1.1	أهداف الدليل
2.1	خلفية
3.1	السياق التشريعي
4.1	استخدام المطهرات كعوامل كيميائية مؤكسدة
5.1	أسلوب الدليل في طرح موضوع الكلور
6.1	ملخص لخصائص المطهر البديل
7.1	اختيار استراتيجية التطهير
8.1	المراجع
جدول 1-1	التواريخ الرئيسية للفعاليات التشريعية
جدول 2-1	تشريعات مياه الشرب الأساسية المتعلقة بالملوثات الميكروبيولوجية
جدول 3-1	تشريعات مياه الشرب الأساسية المتعلقة بنواتج عملية التطهير الجانبية
جدول 4-1	تشريعات مياه الشرب الأساسية المتعلقة بمتبقيات المطهرات
جدول 5-1	الإزالة/التثبيت اللوغاريتمي بواسطة الترشيح والتطهير المفروض بموجب قانون معالجة المياه السطحية
جدول 6-1	ملخص لخصائص المطهرات (مبنى على أساس استخدام المطهر النموذجي)
شكل 1-1	رسم بياني يمثل كيفية تقييم إجراءات التطهير المتبعة
شكل 2-1	رسم بياني يهدف إلى تقليص مجال الاختيار لمطهر أولي جديد
شكل 3-1	رسم بياني يهدف إلى تقليص مجال الاختيار لمطهر ثانوي جديد
الفصل 2	استخدام المطهرات في معالجة المياه
1.2	الحاجة إلى التطهير في معالجة المياه
2.2	الاستخدامات الأخرى للمطهرات في معالجة المياه
3.2	نواتج التطهير الثانوية ومنتجات التطهير
4.2	تنشيط الفيروسات وتكون النواتج الجانبية للتطهير
5.2	الاحتياجات التشريعية لمنتجات التطهير
6.2	ملخص للممارسات الوطنية الحالية في التطهير
7.2	الكلور
8.2	ملخص
9.2	المراجع
جدول 1-2	الأمراض المرتبطة بالماء والنتيجة عن الجراثيم
جدول 2-2	الأمراض المرتبطة بالماء والنتيجة عن الفيروسات
جدول 3-2	الأمراض المرتبطة بالماء والنتيجة عن الأولي
جدول 4-2	خصائص الكائنات الممرضة المتعلقة بالمياه وذات الأهمية في معالجة المياه
جدول 5-2	الأولي المتطفلة على الإنسان
جدول 6-2	تأثيرات المؤكسدات المختلفة على موت المحارات الاسيوية (كوريبيكولا فلومنيا)
جدول 7-2	جرات المؤكسدات اللازمة لأكسدة الحديد والمنغنيز المؤكسد
جدول 8-2	قائمة بالنواتج الجانبية لعملية التطهير ومنتجات المطهرات
جدول 9-2	وضع المعلومات الصحية للمطهرات ونواتج التطهير الجانبية
جدول 10-2	ظروف تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير
جدول 11-2	النواتج الجانبية غير العضوية لعملية التطهير
جدول 12-2	احتياجات إزالة الكربون العضوي الكلي بالتخثير المكثف لأنظمة المياه السطحية باستخدام المعالجة التقليدية (النسبة المئوية للإزالة)
جدول 13-2	قيم م.ت لتثبيت الفيروسات
جدول 14-2	قيم م.ت لتثبيت حويصلات الجياردية
جدول 15-2	ملخص لتأثيرات التطهير
جدول 16-2	ممارسات التطهير في أنظمة المياه التي تحوي شكلا من اشكال المعالجة
جدول 17-2	استخدام الاوزون في محطات معالجة المياه في الولايات المتحدة
جدول 18-2	استخدامات الكلور وجرعاته
جدول 19-2	نقاط اضافة الكلور المعتاده واستعمالاته
جدول 20-2	جرات الكلور النموذجية في محطات معالجة المياه
جدول 21-2	النسبة المئوية لخفض تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بنقل الكلورة الى نقطة متأخره في خط المعالجة
جدول 22-2	ملخص عن التطهير بالكلور
شكل 1-2	احتياجات م.ت من الكلور الحر للجياردية والفيروسات
شكل 2-2	قيم م.ت لتثبيت حويصلات الجيار ديا بالكلور الحر على 10م (جرعة الكلور 3.0 ملغم/لتر)

29-2	قيم م.ت لتثبيت حويصلات الجيارديا بالكlor الحر على درجة حموضة 7 (جرعة الكلور 3.0 ملغم/لتر)	شكل 3-2
------	---	---------

	الفصل 3	الاوزون
1-3	1.3	كيمياء الاوزون
3-3	2.3	توليد الاوزون
12-3	3.3	الاستعمالات الاولى ونقاط اضافة الاوزون
20-3	4.3	النواتج الجانبية للتطهير بالاوزون
23-3	5.3	وضع الطرق التحليلية
27-3	6.3	الاعتبارات التشغيلية
30-3	7.3	ملخص
6-3	1-3	أنواع الضغوطات المستخدمة في أنظمة تحضير الهواء
6-3	2-3	مقارنة بين أنظمة تغذية الهواء والاكسجين عالي النقاوه
7-3	3-3	مقارنة الخصائص الأساسية لترددات مولدات الاوزون المنخفضة والمتوسطة والعالية
9-3	4-3	مزايا وسلبيات خزان الانتشار بالفقاعات
10-3	5-3	مزايا وسلبيات التطهير بالحقن
11-3	6-3	مزايا وسلبيات خزان الخلط التيربيني
13-3	7-3	معايير اختيار نقاط اضافة الاوزون للأنظمة الصغيرة
20-3	8-3	ملخص لاحتياجات الاوزون المذكورة في الأدبيات واللازمة لتثبيت حويصلات خفية الأبواغ الانتوية بمقدار 99%
21-3	9-3	النواتج الجانبية الأساسية المعروفة للأوزنة
24-3	10-3	خصائص ومقارنات الطرق التحليلية للأوزون في الطور الغازي
25-3	11-3	خصائص ومقارنات الطرق التحليلية لمتبقي الأوزون
30-3	12-3	ملخص لاعتبارات التطهير بالاوزون
2-3	1-3	تفاعلات الاكسدة لمركبات خلال أوزنة المياه
3-3	2-3	تفاعل الاوزون مع ايون البروميد يمكن أن ينتج أيون البرومات والمواد العضوية المبرمنة
3-3	3-3	مولد اوزون في ايسط صوره
4-3	4-3	مخطط مبسط لنظام اوزون
5-3	5-3	مخطط لنظام تحضير الهواء
7-3	6-3	مخطط للقطب الاسطواني
8-3	7-3	خزانات الانتشار بالفقاعات
9-3	8-3	نظام حقن الاوزون في المجرى الفرعي
10-3	9-3	خزان الخلط التيربيني
19-3	10-3	قيم م.ت لتثبيت الفيروسات بالاوزنه على درجة حموضة 6-9
21-3	11-3	التفاعلات الأساسية المكونة للنواتج الجانبية للاوزون
22-3	12-3	الطرق الرئيسية لتكون أيون البرومات عندما يتفاعل الاوزون مع أيون البروميد

	الفصل 4	ثاني اكسيد الكلور
1-4	1.4	كيمياء ثاني أكسيد الكلور
2-4	2.4	توليد ثاني أكسيد الكلور
10-4	3.4	الاستعمالات الاولى ونقاط استخدام ثاني اكسيد الكلور
11-4	4.4	تثبيت الكائنات الممرضة وفعالية التطهير
17-4	5.4	النواتج الجانبية للتطهير باستخدام ثاني اكسيد الكلور
20-4	6.4	وضع الطرق التحليلية
22-4	7.4	الاعتبارات التشغيلية
24-4	8.4	ملخص
4-4	1.4	مولدات ثاني أكسيد الكلور التجارية
11-4	2-4	نتائج دراسة حاجة المياه السطحية لثاني اكسيد الكلور
22-4	3-4	الطرق التحليلية لثاني اكسيد الكلور والمركبات المرتبطة به
24-4	4-4	خصائص كلور ايت الصوديوم المتوافره تجاريا
25-4	5-4	ملخص عن ثاني اكسيد الكلور
6-4	1.4	مولد ثاني أكسيد الكلور التقليدي عند استخدام طريقة الكلور-كلور ايت
7-4	2.4	توليد ثاني أكسيد الكلور باستخدام طريقة الكلور المائي المدور
13-4	3-4	تأثير درجة الحرارة على تثبيت حويصلات N.Gruberi على 7 درجة حموضة
14-4	4-4	مقارنة بين الفعالية ضد الجراثيم لكل من ثاني اكسيد الكلور والكلور
16-4	5-4	قيم م.ت لتثبيت حويصلات ايكاس الجيارديا باستخدام ثاني اكسيد الكلور
16-4	6-4	قيم م.ت لتثبيت الفيروسات باستخدام ثاني أكسيد الكلور
17-4	7-4	تثبيت البارقام بثاني اكسيد الكلور على 20م
18-4	8-4	تثبيت البارقام بثاني اكسيد الكلور على 10م

الفصل 5	بيرمنجنات البوتاسيوم
1.5	كيمياء بيرمنجنات البوتاسيوم
2.5	التوليد
3.5	الاستعمالات الأساسية ونقاط الاستخدام
4.5	تنشيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير
5.5	تكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير
6.5	وضع الطرق التحليلية
7.5	الاعتبارات التشغيلية
8.5	جدول تلخيصي
جدول 5-1	قيم (م.ت) لبيرمنجنات البوتاسيوم لتنشيط مقداره 2 لو غار يتم للبكتيريوفاج MS-2
جدول 2-5	ملخص لاستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم

الفصل 6	الكلورأمينات
1.6	كيمياء الكلورأمينات
2.6	التوليد
3.6	الاستعمالات الأولية ونقاط الاستخدام
4.6	تنشيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير
5.6	تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير
6.6	وضع الطرق التحليلية
7.6	الاعتبارات التشغيلية
8.6	ملخص
جدول 1-6	جرعة الكلور اللازمة للتفاعل بين NH_3 - Cl_2
جدول 2-6	الزمن اللازم لتحويل 99% من الكلور إلى أحادي كلورامين
جدول 3-6	الطرق الشائعة الاستخدام لإضافة الكلور
جدول 4-6	قيم (م.ت) لتنشيط حويصلات الجيارديا باستخدام الكلورامينات.
جدول 5-6	قيم (م.ت) لتنشيط الفيروسات باستخدام الكلورامينات
جدول 6-6	خصائص ومقارنات الطرق التحليلية لأحادي كلورامين أ
جدول 7-6	مسح عن مستخدم الكلورامين في الولايات المتحدة
جدول 8-6	ملخص عن التطهير بالكلورامين
شكل 1-6	المنحنى النظري لنقطة الانكسار
شكل 2-6	شكل توزيع فصائل الكلورامين مع درجة الحموضة
شكل 3-6	نظام تزويد غاز الكلور
شكل 4-6	نظام تغذية الهيبوكلورايت
شكل 5.6	مخطط نظام تغذية مباشرة للأمونيا الجافة
شكل 6-6	نظام تغذية محلول الأمونيا الجافة
شكل 7-6	نظام تغذية الأمونيا المائي

الفصل 7	البيروكسون (اوزون/بيروكسيد الهيدروجين)
1.7	كيمياء البيروكسون
2.7	التوليد
3.7	الاستعمالات الأساسية ونقاط الاستخدام
4.7	تنشيط الكائنات الممرضة
5.7	النواتج الجانبية لعملية التطهير
6.7	وضع الطرق التحليلية
7.7	الاعتبارات التشغيلية
8.7	ملخص
9.7	المراجع
جدول 1-7	مقارنة بين الأكسدة بالاوزون والبيروكسون
جدول 2-7	قيم م.ت المحسوبة (ملغم. دقيقة/لتر) لتنشيط الجيارديا ميوريس
جدول 3-7	خصائص ومقارنات للطرق التحليلية المستخدمة في تحليل بيروكسيد الهيدروجين

الفصل 8	الإشعاع فوق البنفسجي
1.8	كيمياء الإشعاع فوق بنفسجي (الضو كيميائي)
2.8	التوليد
3.8	الاستعمالات الرئيسية ونقاط الاستخدام
4.8	تنشيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير
5.8	نواتج التطهير الجانبية للإشعاع فوق بنفسجي
6.8	وضع الطرق التحليلية

14-8	الاعتبارات التشغيلية	7.8
16-8	جدول ملخص	8.8
17-8	المراجع	9.8
3-8	جودة المياه وقياسات الأشعة فوق البنفسجية المتعلقة بها	جدول 1-8
10-8	الجرعات اللازمة لتنشيط MS-2	جدول 2-8
16-8	ملخص للتطهير بالأشعة فوق البنفسجية	جدول 3-8
4-8	مفاعل اناء مغلق للأشعة فوق البنفسجية	شكل 1-8
7-8	تنشيط الجراثيم بالإشعاع فوق البنفسجي	شكل 2-8
8-8	جرعة الإشعاع فوق البنفسجي اللازمة لتنشيط الكوليفاج MS-2	شكل 3-8
9-8	تداخلات الجسيمات التي تؤثر على فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية	شكل 4-8
10-8	جرعات الأشعة فوق البنفسجية اللازمة لتنشيط حويصلات الجياردية للمبلية تم الحصول عليها من مصدريين	شكل 5-8
11-8	تأثير مرحلة نمو رايسودس A على جرعة الإشعاع فوق البنفسجي اللازمة لتحقيق التنشيط	شكل 6-8

الفصل 9 المطهرات المشتركة

1-9	المطهرات الأولية والثانوية	1.9
9-9	تنشيط الكائنات الممرضة والمطهرات المتفاعلة	2.9
18-9	الطرق التحليلية	3.9
19-9	ملخص	4.9
2-9	المطهرات الأولية التي يمكن استخدامها	جدول 1-9
3-9	المطهرات الأولية/الثانوية المشتركة واستخداماتها المعتادة في معالجة المياه	جدول 2-9
4-9	النواتج الجانبية لعملية التطهير المرتبطة بطرق الأكسدة/التطهير المشتركة المختلفة	جدول 3-9
5-9	استراتيجيات لمطهرات أولية وثانوية	جدول 4-9
6-9	التغيرات في تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير للمحطات الاربع بعد تطبيق ثمان من هذه الاستراتيجيات	جدول 5-9
13-9	تنشيط الفيروسات بالمطهرات كل على حدة وبالأستخدام المتزامن مع كلورامين	جدول 6-9
14-9	تنشيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام الأوزون متبوعا بثاني اكسيد الكلور	جدول 7-9
15-9	تنشيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبوعا بالكلور الحر	جدول 8-9
15-9	تنشيط الجيارديا ميوريس باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبوعا بالكلور الحر	جدول 9-9
15-9	تنشيط العصوية الشمعية باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبوعا بالكلور الحر	جدول 10-9
15-9	تنشيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبوعا بالكلورامين	جدول 11-9
16-9	تنشيط الجيارديا ميوريس باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبوعا بالكلورامين	جدول 12-9
16-9	تنشيط الجيارديا ميوريس باستخدام الأوزون متبوعا بالكلور الحر	جدول 13-9
16-9	تنشيط العصوية الشمعية باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبوعا بالكلور الحر	جدول 14-9
16-9	تنشيط الجيارديا ميوريس باستخدام الأوزون متبوعا بالكلورامين	جدول 15-9
17-9	تنشيط الجيارديا ميوريس بالكلور الحر متبوعا بأحادي كلورامين	جدول 16-9
17-9	تنشيط خفية الأبواغ بارفام بالأستخدام المتتابع للأوزون والكلورامين	جدول 17-9
19-9	ملخص عن المطهرات المشتركة	جدول 18-9
11-9	تنشيط خفية الأبواغ بارفام نتيجة للتأثير التعاوني عند استخدام الأوزون متبوعا بثاني اكسيد الكلور	شكل 1-9
11-9	تنشيط خفية الأبواغ بارفام نتيجة للتأثير التعاوني عند استخدام ثاني اكسيد الكلور متبوعا بالكلور الحر	شكل 2-9
12-9	تنشيط خفية الأبواغ بارفام نتيجة للتأثير التعاوني عند استخدام ثاني اكسيد الكلور متبوعا بالكلورامين	شكل 3.9
14-9	تنشيط الإشريكية القولونية باستخدام الكلور الحر وأحادي كلورامين	شكل 4-9

مقدمة

1.1 أهداف هذا الدليل

يعتبر الكلور من أكثر المطهرات استخداماً في صناعة معالجة مياه الشرب (Sawyer et al., 1994). ويستخدم الكلور، في الوقت الحاضر، كمطهر أولي في معظم محطات معالجة المياه السطحية، حيث يستخدم كمطهر قبلي في أكثر من 63%، وكمطهر بعدي في أكثر من 67% محطات معالجة المياه السطحية (وكالة حماية البيئة، 1997). وقد نظم هذا الدليل ليعطي البيانات التقنية والمعلومات الهندسية عن المطهرات الأخرى الأقل استخداماً من الكلور. كما يصف هذا الدليل، كلما تطلب الأمر، استخدام هذه المطهرات كعوامل مؤكسدة وما ينطوي عليه ذلك الاستخدام.

تشجع وكالة حماية البيئة الأمريكية المؤسسات العامة على فحص مناحي الممارسات المستخدمة في التطهير، للتعرف على الفرص الممكنة لتحسين جودة المياه الجاهزة، دون التقليل من الوقاية ضد الميكروبات. ويهدف هذا الدليل إلى وصف المطهرات البديلة، وتقنيات التطهير الممكن استخدامها، والمتطابقة مع مطهرات المرحلة الأولى، وأحكام المطهرات/النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPR) والقانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية (IESWTR)، كما أنه يركز الضوء على مزايا ومساوئ استخدام مثل هذه المطهرات.

إن وكالة حماية البيئة الأمريكية لا تقدم التوصية إلى المؤسسات العامة باستخدام المطهرات والعوامل المؤكسدة المذكورة في هذا الدليل، كما أنها لا تؤيد قيام هذه المؤسسات باستبدال أحد المطهرات أو عامل مؤكسد بغيره، ولكنها تقرر بأن اختيار تقنية التطهير المثلى هو قرار خاص بالموقع، ومن الأفضل تركه لمستخدمي المؤسسة والإدارات الرسمية. ويجب على المؤسسات العامة أن تستخدم هذا الدليل كمصدر للمعلومات، لمساعدتها في اختيار المطهر، وطريقة التطهير المناسبة لتحقيق أهدافها الخاصة. ويجب أن يسبق التغيير في ممارسات التطهير إجراء دراسات مخبرية أو ريادية مكثفة، ومراجعة شاملة للمتطلبات التشريعية. وعلى الأجهزة الرجوع إلى هذا الدليل الإرشادي لغايات تحقيق متطلبات الترشيح والتطهير في وحدات معالجة المياه التي تستخدم مصادر مياه سطحية (مؤسسة أعمال المياه الأمريكية، 1991) وذلك بهدف التأكد من أن برامج التطهير تحقق المتطلبات التشريعية للتنشيط اللوغاريتمي. كما ينبغي على المؤسسات العامة الرجوع إلى الدليل الإرشادي لوكالة حماية البيئة الخاص بدراسة مظاهر وفاعلية إجراءات التطهير (وهو قيد الإصدار حالياً) للتأكد من تطبيق الاشتراطات التشريعية الحديثة المنصوص عليها في القانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR.

يقدم الفصل الأول من هذا الدليل عرضاً موجزاً لخلفية المطهرات البديلة والسياق التشريعي لها، ورؤية عامة لكيفية إعداد نماذج بيانية تعكس كفاءة عملية التطهير، لتكون مقياساً مرجعياً لغيرها من البدائل لغايات التقييم. كما يوفر هذا الفصل نظاماً لكيفية اتخاذ القرار يمكن للمؤسسات العامة اللجوء إليه لتقدير مدى ملاءمة استعمال المطهرات المختلفة وكذلك استراتيجيات التطهير في أنظمة المعالجة كل على انفراد. يقدم الفصل الثاني، تصوراً عاماً للتطهير، بما في ذلك استخدام الكلور، في حين خصصت الفصول الستة التي تليه في هذا الدليل لبحث المطهرات، والعوامل المؤكسدة البديلة المبينة أدناه كل على حدة:

- الفصل الثالث الأوزون (O₃)،
- الفصل الرابع ثاني أكسيد الكلور (ClO₂)،
- الفصل الخامس برمنغنات البوتاسيوم (KMnO₄)،
- الفصل السادس كلورامين (NH₂Cl)،
- الفصل السابع تواليف الأوزون / بيروكسيد الهيدروجين (O₃/H₂O₂)،
- الفصل الثامن الأشعة فوق البنفسجية (UV).

يصف هذا الدليل الكيمياء الخاصة لعملية التطهير (أو الأكسدة) وتوليد المطهرات واستخداماتها الرئيسية ونقاط الاستخدام، ونواتج التطهير الجانبية (DBP)، وكيفية تثبيط المواد الممرضة وفعالية التطهير، ووضع الطرق التحليلية لمراقبة المتبقيات، والاعتبارات التشغيلية. أما الفصل التاسع فهو يوفر معلومات مماثلة تتعلق باستخدام المطهرات المشتركة. ويتضمن الدليل ملخصاً للمطهرات المستخدمة في الولايات المتحدة كما هو مبين في (الملحق أ). كما يتضمن تقديرات لتكلفة استخدام المطهرات البديلة كما هي مبينة في (الملحق ب).

2.1 خلفية

إن أهم استخدام للمطهرات في معالجة المياه هو الحد من الأمراض التي تنتقل بواسطة المياه، وتثبيط انتشار الكائنات الممرضة في مصادر التزويد. وقد استخدمت طريقة الإضافة المتواصلة للكلور في معالجة المياه لأول مرة في مدينة صغيرة في بلجيكا في بداية العقد الأول من القرن العشرين (White, 1992). ومنذ البدء باستخدام الترشيح والتطهير في محطات معالجة المياه في الولايات المتحدة، تم التخلص عملياً من الأمراض التي تنتشر عن طريق المياه كالتيفية والهيضة. فعلى سبيل المثال، انخفض عدد حالات التيفية، في شلالات نياجرا/نيويورك بين 1911-1915، من 185 حالة وفاة لكل 100,000 من السكان إلى الصفر تقريباً بعد إدخال الترشيح والكلورة في معالجة المياه (White, 1986).

وفي عام 1974، بين الباحثون في كل من هولندا والولايات المتحدة أن كلورة مياه الشرب تؤدي إلى تكون ثلاثي هالوجينو الميثانات (THMs) (Rook, 1974; Bellar et al. 1974). ويتكون هذا الثلاثي عندما يتفاعل الكلور أو البروم مع المواد العضوية المتواجدة في المياه. وبناء على ذلك قامت وكالة حماية البيئة بعمل مسوحات، أكدت الانتشار الكبير لثلاثي هالوجينو الميثانات في مصادر المياه المكلورة (Symons et al. 1975). وقد وجد أن ثلاثي هالوجينو الميثانات، والنواتج الجانبية الأخرى لعملية الكلورة، هي مواد مسرطنة. وقد تكون هذه المخاطر الصحية صغيرة، ولكن تعرض عدد كبير من السكان لها يجب أن ينظر إليه بجدية.

ونتيجة لمشاكل النواتج الجانبية للكلور، فقد أولت وكالة حماية البيئة الأمريكية وصناعة معالجة المياه اهتماماً أكبر باستخدام مطهرات بديلة. ووجد أن بعض المطهرات البديلة تكون أيضاً نواتج جانبية كنتيجة لتفاعلات بين المطهرات ومركبات موجودة في الماء لتكوين نواتج التثكك الطبيعي لهذه المطهرات (Mc Guire et al., 1990; Legube et al., 1989). ومن هذه النواتج:

- المواد العضوية المهلجنة، مثل THMs، وحمض الأسيتيك المهلجن، والكيونات المهلجنة وغيرها. تتكون هذه المواد بصورة رئيسية من عملية الكلورة.
- نواتج جانبية لتأكسد المواد العضوية مثل الألدهيدات، والكيونات، والكربون العضوي القابل للتمثيل (AOC)، والكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDO)، وهي مواد ترتبط أساساً باستخدام العوامل المؤكسدة القوية مثل (الأوزون، الكلور، والتأكسد الشديد).
- مواد غير عضوية مثل الكلورات، والكلورايت، التي ترتبط باستخدام ثاني أكسيد الكلور، والبروم، الذي يرتبط باستخدام الأوزون، وتظهر هذه المواد عند تعريض ثاني أكسيد الكلور لضوء الشمس.

يعتمد نوع وكمية النواتج الجانبية التي تتكون أثناء المعالجة، إلى حد كبير، كما هو مثبت في هذا الدليل، على نوع المطهر وجودة المياه وسلسلة عمليات المعالجة، وزمن الاتصال، والعوامل البيئية مثل درجة الحرارة ودرجة الحموضة.

ويجب على الأجهزة، إذا توافرت لديها الرغبة باستخدام مطهرات بديلة، التحقق من أن القضاء على الكائنات الممرضة أمر لا يمكن التساهل فيه. فهذه الكائنات تهدد الصحة العامة بالخطر المباشر إذا ما تسببت بتفشٍ حاد للأوبئة. وعلى الرغم من أن غالبية المخاطر الصحية العامة المعروفة، والمرتبطة بالنواتج الجانبية لاستخدام المطهرات هي مخاطر مزمنة، فإن بإمكان العديد من الأنظمة العمل على تخفيض مستويات النواتج الجانبية للتطهير DBP دون التساهل بالحماية الجرثومية.

3.1 السياق التشريعي

تسعى وكالة حماية البيئة، وفقاً لمتطلبات تعديلات قانون سلامة مياه الشرب (SDWA) الصادر في 1996، لتطوير تشريعات ذات علاقة متبادلة فيما بينها، للسيطرة على انتشار الكائنات الجرثومية الممرضة ومتبقيات المطهرات، والنواتج الجانبية لعملية التطهير في مياه الشرب. ويطلق على مجموع هذه التشريعات تعبير (قوانين أو أحكام الجرثومية/النواتج الجانبية للتطهير (M-DBP))، والغاية منها وضع حل لمعضلة المفاضلة بين الرغبة في تثبيط

الكائنات الممرضة الموجودة في المياه، وضرورة العمل على تقليل المركبات الكيميائية المتكونة كنواتج جانبية أثناء عملية التطهير. ويجري العمل على نشر هذه القوانين في دورتين .

وقد تم نشر المرحلة الأولى لقانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير Stage 1 DBPR وكذلك القانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية (IESWTR) كجزء من دورة النشر الأولى، في 16 كانون الأول/ديسمبر 1998 (63 FR 69390 and 63 FR 69478) على التوالي. وتطبق المرحلة الأولى لقانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير، على جميع أنظمة معالجة المياه الخاصة بالتجمعات السكانية (CWS)، وأنظمة المياه الدائمة (non-transient)، وأنظمة المياه الدائمة التي لا تخص تجمعات سكانية (NTNCWS) والتي تستخدم المطهرات كمعالجة أولية أو كمعالجة للمتبقيات. في حين يتضمن القانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية تعديلاً لقانون معالجة المياه السطحية (SWTR)، ويشتمل على متطلبات جديدة أكثر صرامة للسيطرة على الكائنات الممرضة التي تنتشر بواسطة المياه، بما فيها بصورة خاصة طفيليات خفية الأبواغ الأولية. ويطبق القانون المؤقت للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR على جميع أنظمة المياه العامة التي تستخدم مياهًا سطحية أو مياهًا جوفية تحت التأثير المباشر للمياه السطحية، كما هي موضحة في 40 CFR, Part 141, Subpart H¹ والتي تخدم 10,000 شخصاً على الأقل .

وهناك ثلاثة قوانين مستقبلية، تشملها دورة النشر الأولى، تضم القانون طويل الأجل رقم 1 للمعالجة السطحية المكثفة (LTIESWTR)، وقانون المياه الجوفية (GWR)، وقانون الغسل الراجع للمرشحات (FBR) ومن المتوقع أن يتم نشر هذه القوانين في تشرين الثاني لعام 2000. وسيعرض القانون طويل الأجل رقم 1 للمعالجة المكثفة للمياه السطحية LTIESWTR لاحتياجات مكافحة الكائنات الممرضة، والتخلص منها في الأنظمة المبنية في الجزء الفرعي H والتي تخدم ما لا يزيد عن 10,000 شخص. وسوف يحدد قانون المياه الجوفية GWR تقنيات التطهير الملائمة، بما في ذلك الاستخدام الأمثل للممارسات الإدارية وإجراءات السيطرة على مياه المصدر (BMPs). أما قانون الغسل الراجع للمرشحات FBR فسيضع مواصفة قياسية لإعادة تدوير مياه الغسل الراجع للمرشحات لجميع أنظمة المياه العامة بغض النظر عن حجمها.

وينظر إنجاز دورة النشر الثانية في العام 2002، وهي تتألف من المرحلة الثانية لقانون المطهرات/النواتج الجانبية لعملية التطهير DBPR، والقانون طويل الأجل رقم 2 للمعالجة المكثفة للمياه السطحية Long-Term ESWTR، وسوف تتضمن مراجعة التشريعات الخاصة بتكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير DBP لجميع الأنظمة، وستتضمن كذلك تثبيت وإزالة الكائنات الممرضة من المياه السطحية، على التوالي .

ويلخص الجدول 1-1 التواريخ المتوقعة للفعاليات التشريعية المستقبلية المتعلقة بقوانين الجرثومية/النواتج الجانبية لعملية التطهير (M-DBP).

جدول 1-1: التواريخ الرئيسية للفعاليات التشريعية

التاريخ	الفعالية التشريعية
تشرين ثاني/نوفمبر 2000	نشر القانون طويل الأجل رقم 1 لمعالجة المكثفة للمياه السطحية
تشرين ثاني/نوفمبر 2000	نشر قانون المياه الجوفية
تشرين ثاني/نوفمبر 2000	نشر قانون الغسل الراجع للمرشحات
أيار/مايو 2002	نشر المرحلة الثانية من قانون المطهرات/النواتج الجانبية لعملية التطهير
أيار/مايو 2002	نشر القانون طويل الأجل رقم 2 لمعالجة المكثفة للمياه السطحية

وبالتزامن مع قوانين الجرثومية/النواتج الجانبية لعملية التطهير M-DBP، وفي أيار 1996، أعلنت وكالة حماية البيئة قانون جمع المعلومات (ICR)، مستهدفة بذلك الحصول على معطيات متعلقة بجودة مياه المصدر وتكوين النواتج الجانبية وتصميم محطات معالجة المياه وتشغيلها. ويطبق هذا القانون على أنظمة الجزء الفرعي H التي تخدم أكثر من 10,000 شخص، وأنظمة المياه الجوفية التي تخدم أكثر من 50,000 شخص. وقد اعتزمت وكالة حماية البيئة الأمريكية استخدام المعطيات التي يتم جمعها وفق قانون جمع المعلومات لوضع حل نهائي لمشكلة الحفاظ على التوازن المعقد بين المخاطر الصحية المزمنة للنواتج الجانبية لعملية التطهير والمخاطر الصحية الحادة للكائنات الممرضة، ولكن التأخير في نشر القانون، لم يفتح الفرصة أمام وكالة حماية البيئة لاستخدام مصدر هام للمعطيات، لغايات تطبيق القانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR. وبطبيعة الحال، فإن

¹ يعرف الجزء الفرعي Subpart H المذكور هذه الأنظمة باعتبارها أنظمة عامة يتم تزويدها بالمياه من مصدر للمياه السطحية أو مصدر للمياه الجوفية تحت التأثير المباشر للمياه السطحية.

الوكالة لا تستطيع التوصل إلى حلول شافية لهذه المشكلة دون أن تتمكن، بموجب القانون، من القيام بجمع المعلومات وتحليلها بدقة .

وتحدد التشريعات الوطنية الأولية والثانوية المتعلقة بمياه الشرب، وهي منشورة في 40 CFR Parts 140 and 143 على التوالي، مقادير لمؤثرات معينة ومتبقيات المطهرات وأصناف هذه المركبات التي يسمح بوصولها لمستهلكي مياه أنظمة المعالجة العامة. وهذه الحدود موضحة على النحو التالي:

- **أهداف حدود الملوثات القصوى (MCLGs).** ولا تعدُّ بحد ذاتها أهدافاً صحية لأنظمة المياه العامة يجب وضعها موضع التنفيذ. وقد وضعت هذه الحدود، بحسب تقدير إدارة وكالة حماية البيئة EPA ، التي لا ترى لها أية آثار سلبية معروفة أو متوقعة على صحة الأفراد، وهي تسمح، في الوقت نفسه، بهامش مناسب من الأمان .
- **أهداف حدود متبقيات المطهرات القصوى (MRDLGs).** كما في حالة أهداف حدود الملوثات القصوى MCLGs، فإن وكالة حماية البيئة وضعت حدوداً قصوى لمتبقيات المطهرات MRDLGs لا ترى لها أية آثار سلبية معروفة، أو متوقعة على صحة الأفراد، وتسمح بهامش مناسب للأمان. وهي لا تعدُّ أهدافاً يجب وضعها موضع التنفيذ وقد تم تحديدها بناءً على آثارها الصحية ومعطيات التعرض لها، كما أنها لا تعكس الفائدة المتوخاة من إضافة المواد الكيميائية لغايات مكافحة الملوثات الجرثومية التي تنتشر بواسطة المياه .
- **حدود الملوثات القصوى (MCLs).** وهي حدود مواصفات يجب وضعها موضع التنفيذ، وقد تم تحديدها بحيث تكون أقرب ما يكون من أهداف حدود الملوثات القصوى MCLGs، حسبما يكون ذلك ممكناً من الناحية التقنية والإقتصادية.
- **حدود متبقيات المطهرات القصوى (MRDLs).** وهي مشابهة لحدود الملوثات القصوى MCLs. وحدود متبقيات المطهرات القصوى MRDLs، هي حدود مواصفات يجب وضعها موضع التنفيذ، أسوة بسابقتها، وهي تقر بفوائد إضافة المطهرات للماء بصورة مستمرة، تستخدم في مواجهة الحالات الطارئة مثل انفجار أنابيب شبكات التوزيع. وقد وضعت وكالة حماية البيئة، كما هو الحال بالنسبة لحدود الملوثات القصوى MCLs، حدوداً لها بحيث تكون أقرب ما يكون من حدود أهداف الملوثات القصوى MRDLGs بالقدر الممكن .

وضعت وكالة حماية البيئة في تشرين الثاني/نوفمبر لعام 1979 حدوداً قصوى مؤقتة للملوثات بثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية (TTHMs) بواقع 0.10 ملغم/لتر كمعدل سنوي، للنظم التي تخدم 10,000 شخص على الأقل. وقد قررت هذه المواصفة بناءً على الحاجة إلى تقليل مستويات ثلاثي هالوجين الميثانات، بسبب الشك في كونها مواد مسرطنة. وقامت وكالة حماية البيئة، منذ ذلك الحين، بتطوير ونشر مواصفات قياسية لمؤثرات أخرى عديدة. وفي 16 كانون الأول/ديسمبر 1998 تم إعلان قوانين المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير DBPR، وأهداف حدود الملوثات القصوى MCLGs، وحدود الملوثات القصوى MCLs، وأهداف حدود متبقيات المطهرات القصوى MRDLGs، وحدود متبقيات المطهرات القصوى MRDLs، كما هي موضحة في الجداول من 1-2 إلى 1-4. وكما هو موضح في الجداول، فقد قرر قانون المطهرات/النواتج الجانبية لعملية التطهير DBPR في المرحلة الأولى تاريخ 16 كانون الأول/ديسمبر 1998:

- خفض الحد الأقصى للتلوث المعمول به بثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHMs من 0.10 ملغم/لتر إلى 0.080 ملغم/لتر.
- شمول الحد الأقصى للتلوث بثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHMs الأنظمة جميعها من كل الأحجام.
- اشتراط القيام بالتخثير المكثف أو إزالة العسر الترسيبي المكثف في بعض الأنظمة.
- تثبيت حدود متبقيات التطهير القصوى MRDLs وأهداف حدود متبقيات التطهير القصوى MRDLGs للكlor، والكlorامين، وثاني أكسيد الكلور .
- تثبيت حدود الملوثات القصوى MCLs لحمض هالو أستيك (5) (HAA5)، والبرومات، والكلورايت .
- تثبيت أهداف حدود الملوثات القصوى MCLGs لثمانية نواتج جانبية للمطهرات.

إضافة إلى ذلك، فإن قانون معالجة المياه السطحية SWTR لعام 1989 يتطلب تثبيتاً لوجارثميا بواقع 3.0 لوجارثم لحويصلات الجياردية، و4.0 لوجارثم للفيروسات في مصادر المياه السطحية. ولتحقيق هذه الأهداف، فقد قرر قانون معالجة المياه السطحية SWTR شروطاً خاصة للمعالجة بالترشيح والتطهير. ويمكن تحقيق هذه الأهداف باستخدام برامج متعددة للمعالجة تتضمن الترشيح والتطهير، كما هو موضح في الجدول 1-5. ويشترط القانون المؤقت للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR إزالة 2.0 لوجارثم للكريبتوسبورديوم لدعم أنظمة الجزء الفرعي H التي تخدم 10,000 شخصاً على الأقل.

الجدول 1-2: تشريعات مياه الشرب الأساسية المتعلقة بالملوثات الميكروبيولوجية

المركب	أهداف حدود الملوثات القصى ملغم/لتر	حدود الملوثات القصى ملغم/لتر	التأثيرات الصحية المتوقعة	مصادر تلوث مياه الشرب
الجياردية الليبلية	صفر	TT ¹	أمراض الجهاز الهضمي	الفضلات البرازية للإنسان والحيوان
ليجونيل	صفر	TT	مرض الليجونير	جراثيم شائعة في المياه الطبيعية، تستطع التكاثر في أنظمة تسخين المياه
تعداد الكائنات عضوية التغذية	لا يوجد	TT	تشير إلى جودة المياه وفعالية المعالجة	
مجموع جراثيم القولون	صفر	أقل من 5% ²	تشير إلى احتمالية وجود كائنات ممرضة في الماء	الفضلات البرازية للإنسان والحيوان
العكر	لا يوجد	TT	تشير إلى فشل معالجة المياه ووجود الكائنات الحية الممرضة في الماء	جسيمات من جريان الفياضات، الجريان إلى مصدر المياه والتآكل
الفيروسات	صفر	TT	أمراض الجهاز الهضمي	الفضلات البرازية للإنسان والحيوان

المصدر: مؤسسة أعمال المياه الأمريكية AWWA الإنترنت، 1997.

¹ TT = مطلب تقنية المعالجة بدلاً من حدود الملوثات القصوى، كما هي مقرر في 141.70 CFR , 40.² لا تزيد 5% إيجابي لعدد عينات < 40 عينة/شهر. لا تزيد عن 1% إيجابي لعدد عينات > 40 عينة/شهر [40 CFR , 141.63(a)].

الجدول 1-3: تشريعات مياه الشرب الأساسية المتعلقة بنواتج عملية التطهير الجانبية

المركب	أهداف حدود الملوثات القصوى ملغم/لتر	حدود الملوثات القصوى ملغم/لتر	التأثيرات الصحية المتوقعة	مصادر تلوث مياه الشرب
البرومات	صفر ³	0.010 ⁴	السرطان	النواتج الجانبية للتطهير بالأوزون
برومودايكلوروميثان	صفر ³	انظر ثلاثي هالوجين الميثانات الكلية	السرطان، والكبد، والكلية، وتأثيرات بالجهاز التناسلي	كلورة مياه الشرب والنواتج الجانبية للتطهير بالكورامين
البروموفورم	صفر ³	انظر ثلاثي هالوجين الميثانات الكلية	السرطان، والجهاز العصبي، وتأثيرات على الكبد والكلية	النواتج الجانبية لتطهير مياه الشرب بالأوزون والكورامين
الكورايث	0.8 ³	1.0 ⁴	فقر الدم المصحوب بتكسر كريات الدم الحمراء	النواتج الجانبية لعملية تطهير المياه بثاني أكسيد الكلور
الكلوروفورم	صفر ³	انظر ثلاثي هالوجين الميثانات الكلية	السرطان، والكبد، والكلية، وتأثيرات بالجهاز التناسلي	كلورة مياه الشرب والنواتج الجانبية للتطهير بالكورامين
دايبروموكلوروميثان	0.06 ³	انظر ثلاثي هالوجين الميثانات الكلية	الجهاز العصبي، والكبد، والكلية، وتأثيرات بالجهاز التناسلي	كلورة مياه الشرب والنواتج الجانبية للتطهير بالكورامين
دايكلورو أستيك أسيد	صفر ³	انظر حمض هالو أستيك (5)	السرطان وغيره من التأثيرات	كلورة مياه الشرب والنواتج الجانبية للتطهير بالكورامين
أحماض هالو أستيك ¹ (HAA5)	لا يوجد	0.060 ⁴	السرطان وغيره من التأثيرات	كلورة مياه الشرب والنواتج الجانبية للتطهير بالكورامين
حمض ترايكلورو أستيك	0.03 ³	انظر حمض هالو أستيك (5)	احتمال السرطان وتأثيرات بالجهاز التناسلي	كلورة مياه الشرب والنواتج الجانبية للتطهير بالكورامين
ثلاثي هالوجين الميثانات الكلية ² (TTHMs)	لا يوجد	0.08 ⁴	السرطان وغيره من التأثيرات	كلورة مياه الشرب والنواتج الجانبية للتطهير بالكورامين

المصدر : 64 FR 69390 (12/16/98).

¹ حمض هالو أستيك (5) = حاصل جمع تراكيز الأحماض الأحادية، والثنائية، وأحماض ثلاثي كلورو أستيك وأحماض أحادي وثنائي برومو أستيك.

² ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية = حاصل جمع تراكيز برومودايكلوروميثان، ودايبروموكلوروميثان، والبروموفورم، والكلوروفورم.

³ تم تقنينها بشكل نهائي في 16 كانون الثاني/يناير 1998 (63 FR 69390) وفق ما جرى العمل به بموجب 141.53 CFR 40.

⁴ تم تقنينها بشكل نهائي في 16 كانون الثاني/يناير 1998 (63 FR 69390) وفق ما جرى العمل به بموجب 141.64 CFR 40.

الجدول 1-4: تشريعات مياه الشرب الأساسية المتعلقة بمتبقيات المطهرات

المطهر	أهداف حدود متبقيات المطهرات القصوى ³ (ملغم/لتر)	حدود متبقيات المطهرات القصوى ⁴ (ملغم/لتر)
الكلور ¹	4 (Cl ₂)	4 (Cl ₂)
الكورامين ²	4 (Cl ₂)	4 (Cl ₂)
ثاني أكسيد الكلور	0.8 (ClO ₂)	0.8 (ClO ₂)

¹ مقبسة بوصفها كلور حر.

² مقبسة بوصفها الكلور الكلي.

³ تم تقنينها بشكل نهائي في 16 كانون الثاني/يناير 1998 (63 FR 69390) وفق ما جرى العمل به بموجب 141.54 CFR 40.

⁴ تم تقنينها بشكل نهائي في 16 كانون الثاني/يناير 1998 (63 FR 69390) وفق ما جرى العمل به بموجب 141.65 CFR 40.

الجدول 1-5: الإزالة/التثبيت اللوغاريتمي بواسطة الترشيح والتطهير المفروض بموجب قانون معالجة المياه السطحية

المعالجة	حويصلات الجياردية	الفيروسات
الإزالة/التثبيت اللوغاريتمي الكلي المطلوب	3.0	4.0
النتائج المنسوبة للمعالجة التقليدية بالترسيب/الترشيح	2.5	2.0
متطلبات تثبيت التطهير	0.5	2.0
النتائج المنسوبة للترشيح المباشر	2.0	1.0
متطلبات تثبيت التطهير	1.0	3.0
النتائج المنسوبة للترشيح الرملي البطيء	2.0	2.0
متطلبات تثبيت التطهير	1.0	2.0
النتائج المنسوبة للترشيح باستخدام التربة المشطورية	2.0	1.0
متطلبات تثبيت التطهير	1.0	3.0
دون ترشيح	0.0	0.0
متطلبات تثبيت التطهير	3.0	4.0

المصدر: مؤسسة أعمال المياه الأمريكية AWWA، 1991.

ملحوظة: قد تفرض بعض الجهات إزالة لوغاريتمية تزيد عن 3 و 4. وقد تقوم بعض الولايات بتخفيض عملية إزالة الترشيح.

1.3.1 النموذج البياني لكفاءة التطهير والمقياس المرجعي للتطهير

يؤسس القانون المحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية (IESWTR) نموذجاً يبين مدى فاعلية التطهير، بوصفه نهجاً يفرض على بعض أنظمة المياه العامة (PWS) إجراء تقييم لأثر التغييرات في أساليب التطهير التي تعتمز استخدامها نتيجة الخطر الناجم عن التفشي الجرثومي. وقد صمم هذا النموذج لكي يمكن المؤسسات العامة والولايات العمل معاً، لضمان السيطرة الدؤوبة على الكائنات الممرضة، وتنفيذ الشروط التي تنص عليها المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير DBPR في الوقت نفسه. ويستلزم هذا النموذج إعداد جداول وبيانات يومية لمستويات التثبيت الجرثومي لمدة لا تقل عن عام كامل، وذلك بهدف رسم صورة واقعية تعكس فاعلية وكفاءة الأداء. ومن ثم تستخدم أنظمة معالجة المياه هذه الحصيلة لتعيين مقياس لأداء أو تحديد نموذج لكفاءة التثبيت الجرثومي، تقارن به ممارسات التطهير البديلة.

ويشترط أن تقوم الأجهزة بإعداد نماذج كفاءة التطهير، إذا بلغت المعدلات السنوية الدنيا لمستويات كل من ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHM وحمض هالو أستيك (5) HAA5 و0.064 و0.048 ملغم/لتر على التوالي. وتطبق هذه المعدلات، التي تعادل 80% من حدود الملوثات القصوى MCLs المقررة لهذه المركبات بموجب أحكام المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير Stage 1 DBPR، على غالبية الأنظمة التي تعتمز تعديل ممارسات التطهير لديها تنفيذاً لأحكام المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير. ولتقرير مدى قابليتها للاستخدام، يجب على الأنظمة التي قامت بجمع بيانات ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHM وحمض هالو أستيك (5) HAA5، بموجب قانون جمع المعلومات ICR استخدام نتائج اثني عشر شهراً متتالياً من البيانات التي يتم استقبالها بموجب هذا القانون، إلا إذا حددت لها سلطات الولاية مجموعة بيانات نموذجية أخرى تعتبرها أكثر تمثيلاً. ويحق للأنظمة التي لا تطبق قانون جمع المعلومات، استخدام البيانات المتوفرة لثلاثي هالوجين الميثانات الكلية وحمض هالو أستيك (5)، شريطة الحصول على موافقة سلطات الولاية، وبخلاف ذلك يجب أن تقوم بمراقبة وتسجيل وإعداد بياناتها الخاصة بمركبات ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية، TTHM وحمض هالو أستيك (5) HAA5، على مدى أربعة فصول. ويشترط إنجاز عملية المراقبة هذه خلال مهلة لا تتجاوز 15 شهراً من تاريخ نفاذ القانون المؤقت للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR (أي في شهر آذار لعام 2000). وتستطيع الأنظمة المذكورة اللجوء إلى خيار الامتناع عن القيام بعملية المراقبة إذا قامت بتنظيم نموذجها البياني الخاص بالتطهير، حسب الأصول المتبعة.

ويتألف النموذج البياني للتطهير من مجموعة البيانات اليومية للتثبيت اللوغاريتمي للجياردية المبلية (إضافة إلى بيانات التثبيت الفيروسي، في الأنظمة التي تستخدم الكلورامينات أو الأوزون كمطهر أساسي) محسوبة على مدى عام على الأقل. وهي مبنية على أساس القياسات اليومية لتركيز (تراكيز) متبقيات المطهر، ومدة التلامس، ودرجة الحرارة، ودرجة الحموضة. ويمكن تطوير النموذج البياني باستخدام بيانات تأسست عبر مدة تصل إلى ثلاث سنوات (بيانات أساسية سابقة)، إذا قضت سلطات الولاية بأن هذه البيانات مقبولة. وإذا تأسست مثل هذه البيانات المقبولة عبر مدة تقل عن ثلاث سنوات، فيجب أن تقوم الأنظمة بإجراء المراقبة لمدة عام، لوضع النموذج البياني. ويشترط أن تنتهي عملية المراقبة خلال 27 شهراً من تاريخ نفاذ القانون المؤقت للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR (أي في شهر آذار لعام 2001). ويكون المقياس المرجعي للتطهير (نقطة القياس المرجعية) متساوياً

مع أدنى معدل شهري لمستوى التثبيط، طبقاً للنموذج البياني للتطهير (أو مع معدل الأشهر ذات القراءات المنخفضة في النماذج البيانية متعددة السنوات).

ويجب على كل نظام، من الأنظمة التي يفرض عليها إنشاء نموذج بياني للتطهير بموجب القانون المؤقت للمعالجة المكثفة للمياه السطحية، يعتزم إجراء تغيير جوهري في ممارسات التطهير التي يقوم بها مراجعة سلطات الولاية قبل إجراء التغيير. وتعرف التغييرات الجوهرية في ممارسات التطهير بكونها: (1) نقل موقع أو نقطة التطهير من مكان لآخر؛ ولا يشمل ذلك التغييرات الموسمية المعتادة؛ (2) تغيير نوع المطهر؛ (3) تغيير طريقة التطهير؛ (4) أية تعديلات تعتبرها سلطات الولاية ضرورية. كما يجب على النظام أن يزود سلطات الولاية، لدى مراجعتها بصدد التغيير، بالمعلومات التالية: وصف للتغيير المقترح، ونموذج التطهير البياني للجارية للمبلية (والفيروسات إذا تطلب الأمر ذلك)، والمقياس المرجعي، وتحليل يبين الأثر الذي سيحدثه التغيير المقترح على مستويات التطهير الحالية. إضافة إلى ذلك، يشترط قيام سلطات الولاية بمراجعة النموذج البياني للتطهير كجزء من مهام المسح الصحي الدوري الذي تقوم به.

لمزيد من المعلومات حول النموذج البياني والمقياس المرجعي للتطهير، راجع دليل وكالة حماية البيئة EPA الخاص بالنموذج البياني والمقياس المرجعي للتطهير (من المتوقع أن يكون جاهزاً في العام 1999).

4.1 استخدام المطهرات كعوامل كيميائية مؤكسدة

إن غالبية المطهرات عبارة عن عوامل مؤكسدة قوية و/أو تؤدي إلى تكوين عوامل مؤكسدة كنواتج جانبية (مثل جنور الهيدروكسيل الحرة) تتفاعل مع المواد العضوية وغير العضوية في الماء. وعلى الرغم من أن التركيز الأساسي لهذا الدليل ينصب على التطهير، إلا أن العديد من المطهرات الموصوفة في هذا الدليل تستخدم لأغراض أخرى في مجال معالجة مياه الشرب أيضاً، مثل ضبط الطعم والرائحة، وتحسين التندف، وكبح الكائنات المزعجة. ولأن النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPs) - تتكون بغض النظر عن الهدف - المقصود من استخدام المادة المؤكسدة، فإن توجيه النظر نحو استخدامات المطهرات كعوامل مؤكسدة في معالجة المياه يكتسب أهمية أيضاً. وقد تم وصف هذه الاستخدامات الإضافية بتفصيل أكثر في الفصل الثاني من الدليل.

5.1 أسلوب الدليل في طرح موضوع الكلور

لا يتضمن هذا الدليل دراسة مفصلة للكلور أو التطبيقات العملية للكلورة، كما هو الحال بالنسبة لإمكانات واستخدامات المطهرات البديلة. ويرجع ذلك لسببين دفعا وكالة حماية البيئة EPA لتبني هذا الأسلوب، وهما: (1) أن الهدف من هذا الدليل هو تزويد المؤسسات العامة والولايات بمعلومات فنية وهندسية متعلقة بالمطهرات البديلة والعوامل المؤكسدة، التي لا تتوفر بشأنها معلومات وافية كما هو الحال بالنسبة للكلور. (2) أن الغالبية العظمى من المؤسسات العامة تستخدم الكلور في الوقت الحاضر، وذلك في مجالات كثيرة متنوعة تتوافر بشأنها مراجع وأدبيات غزيرة تدور حول استخدامات وفعالية الكلور. وتلخيص هذا الكم الهائل من المعلومات، في هذا الدليل، لن يكون عملياً أو ضرورياً.

ولا يعني إصدار هذا الدليل مصادقة من وكالة حماية البيئة EPA على استخدام المطهرات البديلة أو توصية موجهة للمؤسسات العامة لاستبدال الكلور بمطهر بديل. ولكنه، في واقع الأمر، عرض لمعلومات فنية وهندسية تساعد الفنيين المحليين في اتخاذ القرارات بشأن المعالجة. وترى وكالة حماية البيئة EPA أن المؤسسات العامة والدائرة المعنية بوضع البرامج في ملاك الولاية هم الأقدر على اختيار المطهرات وتصميم خطط التطهير التي تلائم المحددات العملية والتشريعية، بناء على ظروف الموقع الخاصة. ولا تفرض وكالة حماية البيئة استخدام الكلور أو أي مطهر آخر للقيام بمعالجة نوعية بالنسبة لموقع ما. وذلك لأن العاملين في الموقع هم الأقدر على اختيار المطهرات لمواجهة تحديات المعالجة الاستثنائية على ضوء جودة مياه المصدر والبنية التحتية لمحطة المعالجة.

وتسلم وكالة حماية البيئة EPA بأن الكلورة تتمتع بأهمية كبيرة، في الوقت الراهن، وهي تمثل عنصراً أساسياً في معظم أنظمة معالجة المياه في هذا البلد. ولهذا السبب فقد أورد الدليل، في الجزء 7.2، ملخصاً باستخدامات الكلور وإمكانياته. ويحتوي الجزء 7.2 أيضاً على قائمة واسعة بالمراجع لمزيد من المعلومات عن الكلورة.

6.1 ملخص لخصائص المطهر البديل

تعرض الفصول اللاحقة من هذا الدليل بالتفصيل لعدد من المطهرات البديلة المتاحة لمزودي المياه. ويلخص الجدول 6-1 الاعتبارات الفنية والتشريعية الأساسية المرتبطة باستخدام المطهرات المختلفة لغايات اختيار المطهر

الأفضل. كما يوفر هذا الجدول إرشادات عامة لكيفية اتخاذ القرار. ومن ناحية أخرى، فإن التقديرات التي يتضمنها الجدول 6.1 هي تقديرات مبنية على أساس استخدام مطهر نموذجي. وبالتالي، وعلى الرغم من أن الكلور يتسبب في تكون ثلاثي هالوجينو الميثانات THM، إلا أن الجدول لا يتعرض لدرجة أو كمية ثلاثي هالوجينو الميثانات THMs المتكونة. وعليه يمكن التوصل إلى تثبيت لوغاريتمي يزيد عن 2 لوغاريثم باستخدام بعض المطهرات، ولكن الجرعة العالية اللازمة لتحقيق هذا الأمر قد لا يجعل استخدام المطهر منطقياً، ولذلك نجد أن الجدول يصنفه في خانة المطهرات التي لا تستطيع تحقيق تثبيت لوغاريتمي بواقع 2-لوغاريثم .

وقد تم التركيز على النقاط الأساسية التالية في جدول 1-6:

- تكون ثلاثي هالوجينو الميثان، المواد العضوية المتأكسدة، والمواد العضوية المهلجنة. تتكون المواد العضوية المهلجنة عند استخدام الكلور أو الأوزون (وجود أيون البرومين)، بينما تتواجد المواد العضوية المؤكسدة بأقصى تركيز عند استخدام عامل مؤكسد قوي. ويعتمد تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير على كميات وأنواع المواد التي تتفاعل مع المطهرات في الماء .
- تكون النواتج الجانبية غير العضوية. وتشمل النواتج الجانبية غير العضوية أيونات الكلورات، الكلورايت، والبرومات المرتبطة باستخدام ثاني أكسيد الكلور والأوزون.
- ضرورة توافر حدود متبقيات المطهرات القصوى لبعض المطهرات (MRDLs). ينبغي الانتباه لضرورة تحقيق توازن بين هذا الاشتراط ووجوب الحفاظ على وجود متبقيات في شبكات التوزيع. إن حدود متبقيات المطهرات القصوى لمعظم المطهرات، مثل الكلور، مرتفعة نسبياً ولا تشكل في العادة أي إشكالية.
- ملاحظة تأثير إزالة عسر المياه باستخدام مسحوق القصار (الجير lime). فدرجة الحموضة المرتفعة التي تلازم إزالة عسر المياه بهذه الطريقة تؤثر على المعالجة بالكلور والكلورامين والأشعة فوق البنفسجية.
- تؤثر العكارة على التطهير باستخدام الأشعة فوق البنفسجية والأوزون. يمكن أن يؤثر الأوزون على عملية التخثير والترسيب. وبالتالي ينصح أن يتم التطهير بالأوزون بعد الترسيب ولكن قبل المرشحات لتقليل أثر العكارة.
- تصنيف التثبيت اللوغاريتمي إلى تثبيت يقل أو يزيد عن 2-لوغاريثم. يهدف هذا التصنيف لتحديد إمكانية التوصل إلى تحقيق تثبيت عال باستخدام جرعات معتدلة. فمثلاً، يمكن الوصول إلى تثبيت يعادل 3-لوغاريثم لحوصلة الجياردية باستخدام الكلور، ولكن (م.ت) اللازم لتحقيق ذلك يتراوح بين 100 وما يزيد عن 300 ملغم/دقيقة/لتر، الأمر الذي يتطلب جرعات عالية من الكلور و/أو زمن تلامس طويل. من ناحية أخرى، فإنه يمكن الوصول إلى تثبيت لوغاريتمي للفيروسات بمقدار يعادل 4-لوغاريثم باستخدام زمن التركيز يساوي 15 إلى 60 ملغم/دقيقة/لتر على معظم درجات الحرارة.

وقد صدرت مؤخراً تقارير تشير إلى التوصل إلى تثبيت لوغاريتمي يساوي 2-لوغاريثم وأكثر من ذلك لحوصلات خفية الأبواغ الأنثوية بواسطة الأشعة فوق البنفسجية، وذلك باستخدام نظام يركز الحوصلات على ورقة ترشيح ومن ثم يتم تعريضها لفترات طويلة للأشعة فوق البنفسجية لجرعات تصل إلى 8000 ملي واط/سنتيمتر مربع. ويعتبر هذا النوع من الاستخدام تجريبي لغاية الآن.

- الاستخدام كمطهر ثانوي يمثل مقدرة المطهر على المحافظة على متبقيات في شبكات التزويد. يؤمن الكلور، ثاني أكسيد الكلور، والكلورامين الأحادي فقط متبقيات تطهير في شبكات التزويد. ويقتصر استخدام ثاني أكسيد الكلور على الأنظمة ذات شبكات التزويد الأصغر، وذلك لأن مقدار الجرعة الكلية المتاحة للاستخدام من ثاني أكسيد الكلور تعتمد على الكمية المنتجة من أيونات الكلورات والكلورايت.
- مهارة المشغل تعتبر مؤشراً عاماً لمقدار يقظته وقدرته على إجراء الصيانة اللازمة. يمكن وضع جميع المطهرات تحت سيطرة أجهزة التحكم الآلي لتخفيض درجة الاعتماد على المشغل. كما يمكن تقدير درجة العناية المطلوبة أثناء التشغيل تبعاً لدرجة تعقيد عملية المعالجة بالمطهر المستخدم. وبناء على ذلك، فإن درجة العناية واليقظة المطلوبة لعملية التطهير باستخدام البرمنغانات، وهي تتطلب جهازاً بسيطاً لحقن المادة الكيماوية يتألف من بضع أجزاء ميكانيكية، تقدر بدرجة 1 (أي درجة عناية بسيطة). في حين أن درجة العناية المطلوبة لعملية التعقيم باستخدام البيروكسون، التي تتطلب أنظمة حقن للأوزون وبيروكسيد الهيدروجين، تقدر بدرجة 5 (عناية فائقة).
- اعتبار جميع المطهرات الكيماوية قابلة للتطبيق في المؤسسات العامة الصغيرة والكبيرة. إن الوحدات القياسية لمختلف تقنيات المعالجة مصممة للعمل ضمن نطاق واسع من التدفقات. وتتوافر مولدات للأوزون وثاني أكسيد الكلور بطاقات صغيرة وكبيرة. وقد تم استخدام الكلور وأجهزة الحقن الكيماوية

بنجاح في جميع التطبيقات. كما أن سعة الغالبية العظمى من محطات المعالجة بالأشعة فوق البنفسجية نقل عن 200 جالون/بالدقيقة.

وهناك علاقة سببية بين العناصر الأساسية لعملية اتخاذ القرار وبين مصدر المياه (مياه جوفية أو سطحية) وشكل نظام المعالجة القائم (بما في ذلك الترشيح)، لما لهذه العوامل من تأثير كبير على درجة إزالة اللوغاريثمية المطلوبة أثناء عملية التطهير. كما أن لجودة المياه تأثير كبير على احتمال تكون النواتج الجانبية للتطهير DBP والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي BOM.

الجدول 1-6: ملخص لخصائص المطهرات (مبني على أساس استخدام المطهر النموذجي)

الحالة	الكلور	الأوزون	ثاني أكسيد الكلور	البرمنغنات	الكلورامين	الأوزون/ البيروكسيد	الأشعة البنفسجية
ينتج ثلاثي هالوجينو الميثانات مع كربون عضوي كلي	نعم	أحياناً	لا	لا	نعم	أحياناً	لا
ينتج مواد عضوية مؤكسدة	أحياناً	نعم	أحياناً	أحياناً	لا	نعم	أحياناً
ينتج مواد عضوية مهلجنة	نعم	أحياناً	لا	لا	نعم	أحياناً	لا
نواتج جانبية غير عضوية	لا	أحياناً	نعم	لا	لا	أحياناً	لا
ينتج مواد عضوية قابلة للتحلل البيولوجي	أحياناً	نعم	أحياناً	لا	لا	نعم	لا
تطبق عليه حدود متبقيات المطهرات القصوى	نعم	لا	نعم	لا	نعم	لا	لا
تأثيرات لازالة العسر بواسطة الجير	نعم	لا	لا	لا	نعم	لا	نعم
تأثيرات للعكر	لا	أحياناً	لا	لا	لا	أحياناً	نعم
يحقق تثبيط للجيارديا يعادل > 2.0- لو غاريثم	نعم	نعم	نعم	لا	لا	لا	لا
يحقق تثبيط للجياردية يعادل < 2.0- لو غاريثم	لا	نعم	نعم	لا	لا	لا	لا
يحقق تثبيط لخبية الأبواغ يعادل > 2.0- لو غاريثم	لا	نعم	نعم	لا	لا	لا	لا
يحقق تثبيط لخبية الأبواغ يعادل < 2.0- لو غاريثم	لا	نعم	لا	لا	لا	لا	لا
يحقق تثبيط للفيروسات يعادل > 2.0- لو غاريثم	نعم	نعم	نعم	لا	لا	لا	نعم
يحقق تثبيط للفيروسات يعادل < 2.0- لو غاريثم	نعم	نعم	نعم	لا	لا	لا	نعم
استخدام مطهر ثانوي	نعم	لا	أحياناً	لا	نعم	لا	لا
درجة مهارة المشغل المطلوبة. (1 = منخفضة 5 = فائقة)	1	5	5	1	2	5	3
قابليته للاستخدام في المؤسسات الكبيرة	نعم	نعم	نعم	نعم	نعم	نعم	لا
قابليته للاستخدام في المؤسسات الصغيرة	نعم	نعم	نعم	نعم	نعم	نعم	نعم

وتصف الأجزاء التالية كل من هذه الحالات.

7.1 اختيار استراتيجية التطهير

يقدم هذا الجزء إرشادات عامة يمكن استخدامها لتقييم مدى ملاءمة المطهرات المختلفة أو مجموعة مشتركة من المطهرات في اختيار استراتيجية التطهير الملائمة. ولأن اختيار الاستراتيجية الملائمة يعتمد على الظروف الخاصة بالموقع التي يفرد بها كل نظام من أنظمة تزويد المياه، فيجب أن يخضع الاختيار النهائي للاستراتيجية للإرشادات الفنية المناسبة (مثلاً الدراسة/أو التقييم الهندسي أو المخبري أو إجراء تجارب استرشادية لفحص وترجيح البدائل). ويتطلب اختيار استراتيجية التطهير الأمثل لمعالجة المياه إيجاد توازن بين ثلاثة دوافع رئيسية، هي :

- توفير مياه خالية من الكائنات الممرضة. بدأ الاهتمام الرسمي، منذ تطبيق قانون معالجة المياه السطحية (SWTR)، بإزالة الكائنات الممرضة بالتركيز على جراثيم القولون، وتعداد الجراثيم الخضرية، وحوصلات الجياردية، والليجونيللا، والفيروسات. وتوسعت هذه الدائرة مؤخراً لتشمل إزالة وتثبيط حوصلات خفية الأبواغ الأنوبية، وخصوصاً بسبب مقاومتها للكلور.

- **تفادي النواتج الجانبية لعملية التطهير.** تشكل ثلاثي هالوجينو الميثانات THM، المركبات العضوية المهلجنة الأخرى، والنواتج الجانبية للتطهير بالأوزون، والنواتج الجانبية لعملية الأكسدة، وبعض متبقيات المطهرات خطراً على الصحة، ويجب تحديد تواجدتها في مياه الشرب. وتعتبر إزالة المواد المسببة لتكون النواتج الجانبية للتطهير، من خلال رفع كفاءة أسلوب المعالجة أو تعزيز عملية التخمير والتندف، الخطوة الأولى في السيطرة على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.
- **ضرورة توفير متبقيات للمطهر، للمحافظة على الجودة البكتيرية في المياه، أثناء توزيعها للمستهلكين، والسيطرة على إعادة تكاثرها.** تزيد احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بزيادة التلامس بين المواد المسببة لتكونها ومتبقيات المطهرات.

وعند تغيير المطهرات أو العوامل المؤكسدة فإن على مزودي المياه مراجعة اداراتهم العليا بهذا الشأن. ويجب أن يراعي أثر التغيير التأثيرات الثابتة لنتائج التطهير المبينة في النموذج البياني، والمقياس المرجعي لكفاءة التطهير كما هي موجزة في الجزء 3.1 من هذا الفصل.

1.7.1 تقييم استراتيجية التطهير

يتأثر اختيار استراتيجية التطهير، كما هو مبين أدناه، بالعوامل التالية:

- فعالية نظام التطهير الحالي.
- الحاجة لتغيير المطهرات.
- اختيار مطهر بديل.
- احتياجات التطهير الابتدائية والثانوية.

وقد جرى هذا الدليل على تعريف مصطلحي، التطهير الأولي والتطهير الثانوي، على النحو التالي:

التطهير الأولي: وهو المطهر الأول المستخدم في نظام المعالجة، ويكون الهدف الأساسي من استخدامه تحقيق (زمن. تركيز) المطلوب (أي التثبيت الجرثومي).

التطهير الثانوي: وهو المطهر الثاني المستخدم في نظام المعالجة، ويكون الهدف الأساسي من استخدامه المحافظة على متبقيات للمطهر على طول شبكة التوزيع.

ولغايات البحث، فإن الأسلوب الذي سوف يتبع في اختيار استراتيجية التطهير يمر عبر ثلاث مراحل، هي:

- تقييم ممارسات التطهير الأساسية الحالية.
- اختيار مطهر أولي.
- اختيار مطهر ثانوي.

1.1.7.1 تقييم ممارسات التطهير الأولي الحالية

يوضح الشكل (1-1) كيفية اتخاذ القرار بهدف معرفة ما إذا كان المطهر الأولي المستخدم يحقق شروط التطهير والنواتج الجانبية. وتتضمن نقاط الحسم الرئيسية، في هذا الشكل، ما يلي:

- **تحقيق حدود التثبيت الجرثومي الدارجة.** تعرف الحدود الجرثومية من مواصفات مياه الشرب الأساسية المبينة في الجدول (1-2). وتتضمن المؤشرات التشريعية للكائنات الممرضة مثل الجياردية، وليجونيل، وأعداد الجراثيم الهوائية، وأعداد عصيات القولون، والعكارة، والفيروسات. ويجب أن يحقق المطهر متطلبات التثبيت اللازمة للتطهير. وإذا لم يتحقق ذلك، فيجب على كادر المحطة أن يقرر ما إذا كان بإمكان المطهر المستخدم أن يحقق متطلبات التثبيت الجرثومي، بإجراء تعديلات على طريقة التطهير فقط. وتعديل الطريقة، يمكن أن يتضمن نقل نقطة حقن المطهر، وزيادة الجرعة، وزيادة مدة التلامس، أو تعديل درجة الحموضة. وإذا لم يتحقق ذلك، فربما احتاج الأمر استخدام مطهر جديد. وقد يلجأ مرفق المياه العام PWS، في بعض الأحيان، إلى رفع كفاءة التثبيت الجرثومي، حتى ولو كان المرفق يحقق شروط التثبيت الجرثومي الدارجة. وينبغي في مثل هذه الحالة، إجراء تقييم للتأكد من أن أي تعديل يستهدف تحسين درجة التثبيت يستمر في تحقيق متطلبات الحدود الجرثومية.

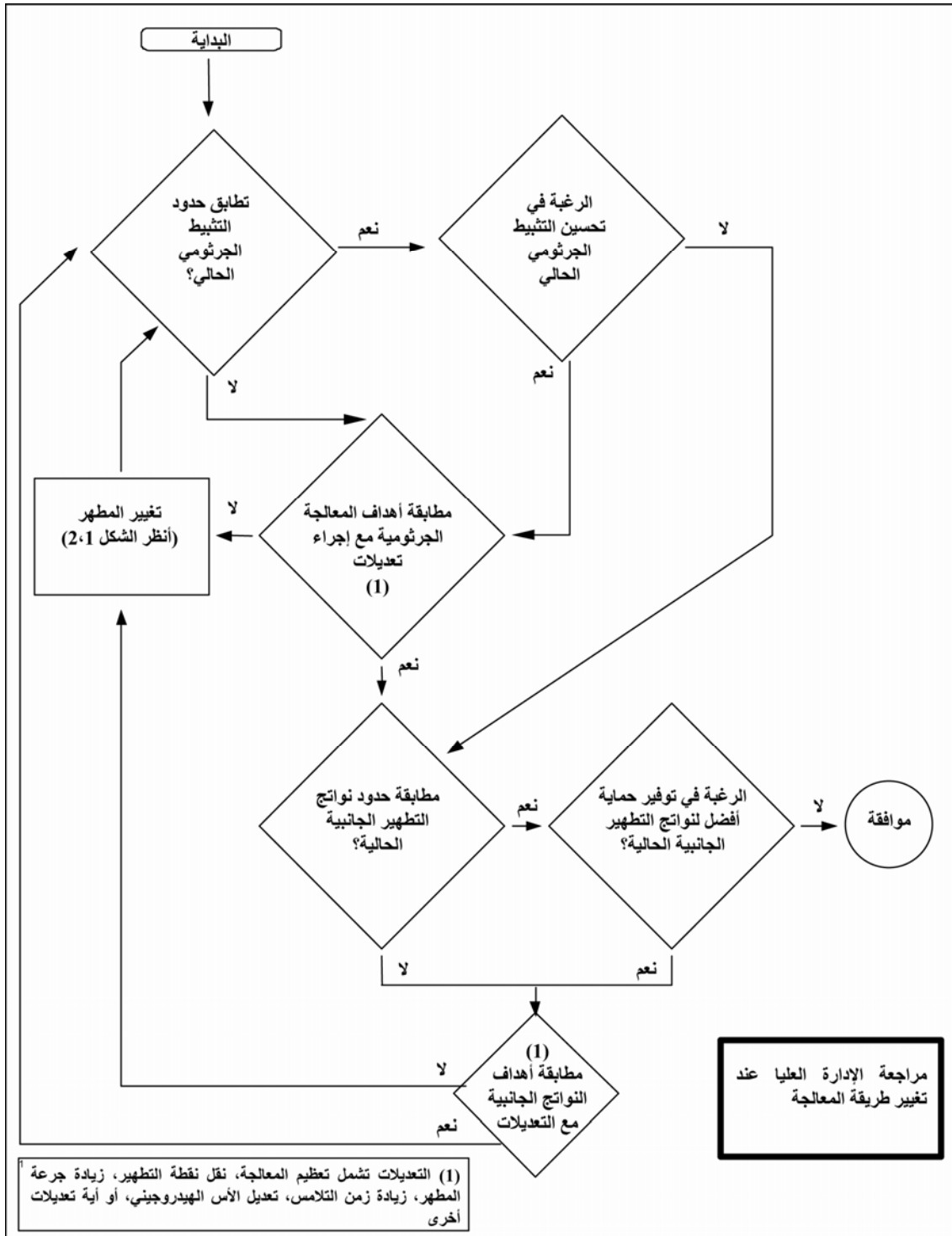
- **تحقيق حدود النواتج الجانبية للتطهير.** تشكل متطلبات النواتج الجانبية لعملية التطهير DBP المجموعة الثانية من الحدود المفروضة على استخدام المطهرات. وقد وضعت المرحلة الأولى من قانون النواتج الجانبية للتطهير DBP حدوداً لهذه النواتج (ارجع إلى الجدول 1-3 والجدول 1-5). ولتحقيق هذه الحدود بصورة دائمة، ضمن التقلبات المعتادة في جودة المياه الطبيعية، يمكن القول أن 80% من الحدود القصوى للملوثات (MCL) تشكل دافعا للشروع في تغيير طريقة المعالجة. وكما في حالة التثبيت الجرثومي، فإن بعض مرافق المياه العامة (PWS) قد ترغب برفع كفاءة الحماية من النواتج الجانبية للتطهير، وبالتالي فإنها تحتاج إلى إجراء تقييم للتعديلات التي تعمد إليها. وبتعظيم طرق المعالجة الموجودة يمكن تخفيض

النواتج الجانبية لعملية التطهير DBP. ويمكن أن تتضمن عملية التعظيم تحسين وسائل المعالجة القبلية (كالتخثير والترشيح إلخ...) أو تعديل المعالجة، كتغيير نقطة التعقيم. وتتطلب المرحلة الأولى من قانون النواتج الجانبية لعملية الكلورة اجراء عملية تخثير مكثف. ويجب على مرفق المياه العام، إذا اعتزم إجراء تعديلات على طريقة المعالجة، التأكد من أن كل من التثبيت الجرثومي والناتج الجانبية لعملية التطهير يحقق الشروط التشريعية المعمول بها. أما إذا لم يحقق تعظيم المعالجة اشتراطات النواتج الجانبية للتطهير والاشتراطات الجرثومية، فقد تكون هناك حاجة إلى استخدام مطهر جديد.

2.1.7.1 اختبار مطهر أولي

عندما يتم اتخاذ قرار بضرورة استخدام مطهر جديد، أو الرغبة في استخدام مطهر جديد لحماية أفضل للصحة العامة، فإن المرحلة الثانية في عملية اتخاذ القرار (الشكل 1-2) توضح العوامل المتعلقة باختيار مطهر أولي. ويتطلب هذا القرار معرفة بالعناصر الثلاثة التالية:

- **تركيز الكربون العضوي الكلي TOC.** يدل وجود تركيز عال للكربون العضوي الكلي TOC على وجود احتمال قوي لتكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. وفي مثل هذه الحالات، فإن هيكل اتخاذ القرار يساند اختيار المطهرات التي لا تتسبب في تكوين نواتج جانبية، أو تنتج أدنى كمية منها. وتجب الملاحظة أن إزالة المواد المسببة لتكون النواتج الجانبية والتخثير المكثف يستخدمان لتخفيض الكربون العضوي الكلي TOC، من خلال العمل على تعظيم المعالجة (رفعها إلى حدها الأقصى أو الأمثل) كما هو مبين في الشكل 1-1. من ناحية ثانية، يمكن استخدام التركيز العالي للكربون العضوي الكلي لقياس احتمال تكون النواتج الجانبية للتطهير، كما يمكن تعريفه باعتباره شرطاً يفرض أحد المعايير التالية:
- تركيز الكربون العضوي الكلي TOC يزيد عن 2 ملغم/لتر.
- تركيز ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية يفوق حدود الملوثات القصوى MCL (0.08 ملغم/لتر عملاً بنص المرحلة الأولى من قانون المطهرات/الناتج الجانبية للتطهير Stage 1 DBPR).
- تركيز حمض هالو أستيك (5) HAA5 يفوق حدود الملوثات القصوى (0.06 ملغم/لتر عملاً بنص المرحلة الأولى من قانون المطهرات/الناتج الجانبية للتطهير).



الشكل 1-1: رسم بياني يمثل كيفية تقييم إجراءات التطهير المتبعة

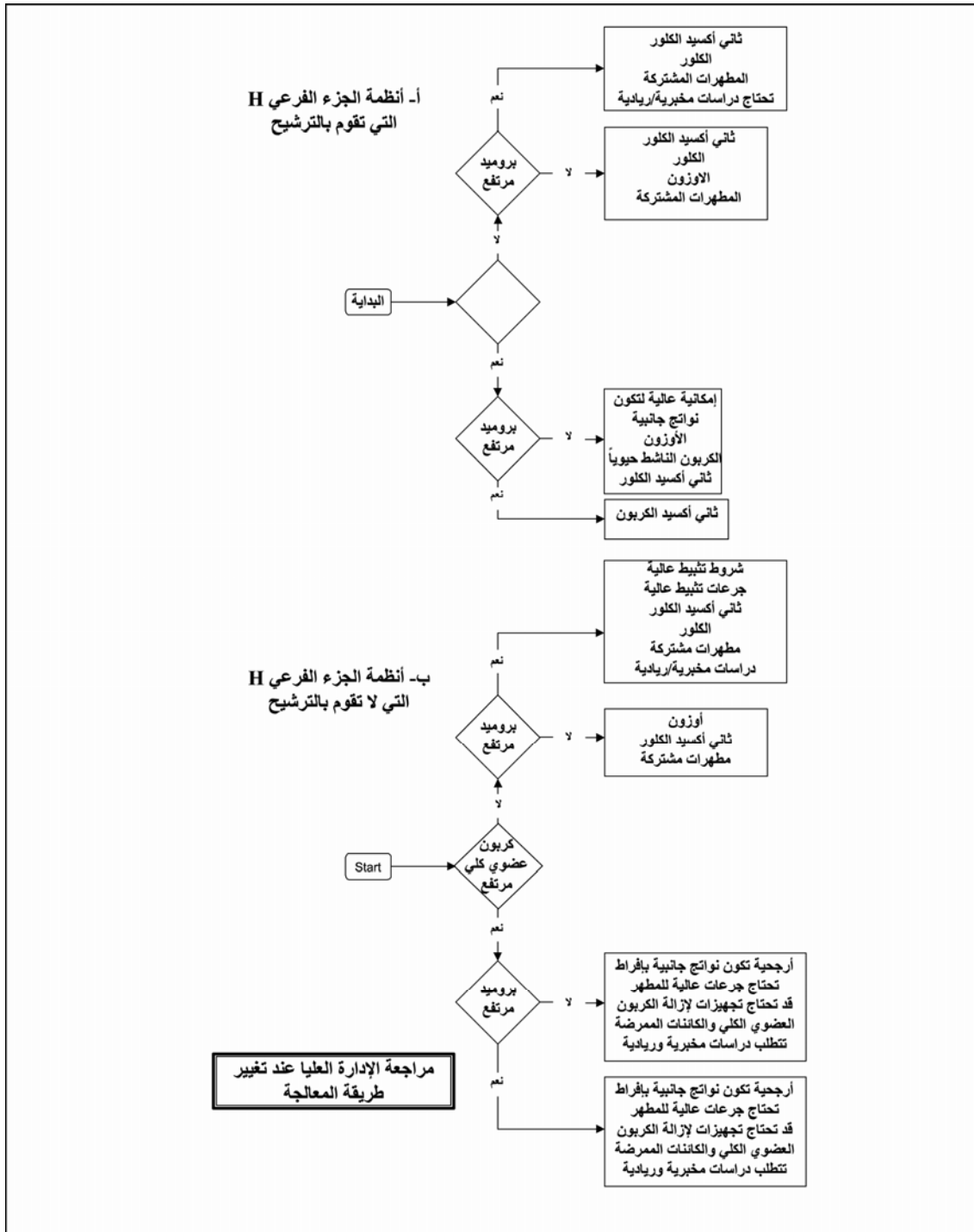
تركيز أيون البروميد. إن تفاعلات العوامل المؤكسدة القوية (مثل الأوزون والبيروكسون) مع أيون البروميد، لتكوين حمض الهيوبروموس وأيون البرومات، تحول دون استخدامها في المياه التي تحتوي على تراكيز عالية لأيون البروميد. ويعد تركيز البروميد عاليا إذا تجاوز 0.10 ملغم/لتر.

- الأنظمة المرشحة مقابل الأنظمة غير المرشحة. إن استخدام الأوزون أو الأوزون/بيروكسيد في الأنظمة غير المرشحة، دون اللجوء إلى الترشيح البيولوجي لتخفيض النواتج الجانبية للأوزون والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي BOM، هو أمر مرفوض تماماً.

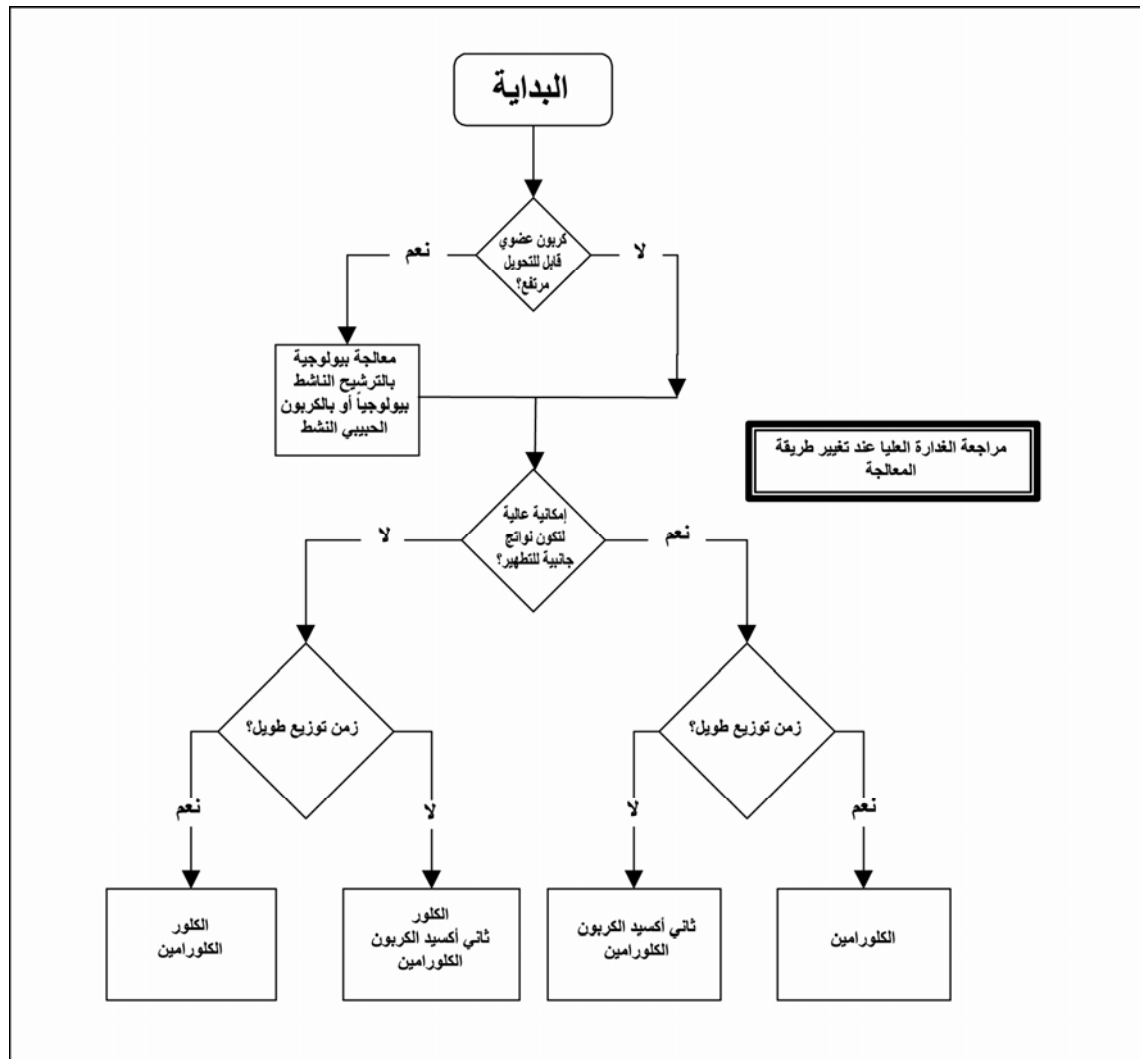
3.1.7.1 اختبار مطهر ثانوي

يعتمد اختبار المطهر الثانوي على المطهر الأولي الذي تم اختياره. ويبين الشكل 1-3 ثلاث نقاط لاتخاذ القرار بشأن المطهر الثانوي:

- **تركيز الكربون العضوي القابل للتمثيل AOC:** يتكون الكربون العضوي القابل للتمثيل، عند استخدام عامل مؤكسد قوي (كالأوزون)، كمطهر أولي للمياه التي تحتوي على تركيز عال للكربون العضوي الكلي TOC. وبعد تركيز الكربون العضوي الكلي عالياً إذا تجاوز 0.10 ملغم/لتر بعد الترشيح. ويجب الأخذ بعين الاعتبار، في مثل هذه الحالات، إجراء معالجة بيولوجية إضافية أو معالجة بالكربون الحبيبي المنشط GAC لاستقرار المياه الجاهزة ومنع نمو الكائنات الحية في شبكات التزويد ثانية.
- **إمكانية تكون نواتج جانبية للتطهير (DBPFP).** يمكن استخدام إمكانية تكون النواتج الجانبية للتطهير كمؤشر لكمية المواد العضوية الجانبية المتوقع تكونها في شبكات التزويد عند استخدام الكلور. وبالنظر لاستمرار تكون نواتج جانبية للتطهير DBP في شبكات التزويد، فإنه يجب تحديد كميتها عند مخرج نظام المعالجة. وتعرف إمكانية تكون النواتج الجانبية للتطهير DBPEP العالية بأنها تلك المياه التي تنطبق عليها إحدى المعايير التالية:
 - إذا تجاوز مقدار ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHM التي تتكون في سبعة أيام، الحدود القصوى للملوثات MCL (0.08 ملغم/لتر عملاً بنص المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير DBPR).
 - إذا تجاوز مقدار حمض هالو أستيك (5) HAA5 في 7 أيام الحدود القصوى للملوثات MCL (0.06 ملغم/لتر عملاً بنص المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير DBPR).
- **زمن الاحتباس في شبكة التوزيع:** قد تنشأ الحاجة لاستخدام محطات التعزيز في شبكات التزويد الكبيرة، وذلك للإبقاء على متبقيات التطهير، وحيث أن لثاني أكسيد الكلور حد أقصى لا يجوز تجاوزه أثناء التطبيق العملي، فإن استخدام جرعات مرتفعة نسبياً منه لضمان متبقيات التطهير في شبكة التزويد قد لا يكون ملائماً. ويعد زمن الاستبقاء في شبكة التزويد طويلاً إذا تجاوز 48 ساعة.



شكل 1-2: رسم بياني يهدف إلى تقليص مجال الاختيار لمطهر أولي جديد



شكل 1-3: رسم بياني يهدف إلى تقليص مجال الاختيار لمطهر ثانوي جديد

2.7.1 ملخص

تشكل المنهجية المبينة أعلاه أساساً لتقييم الحاجة إلى اختيار المطهرات البديلة المثلى لأنظمة مياه الشرب. وتتصف هذه المنهجية بالعمومية لدرجة أنها تشمل النتائج المحتملة لمتطلبات التثبيط وتكوين نواتج التطهير الجانبية. من ناحية ثانية، وفي بعض الحالات، فإن الظروف الخاصة بالموقع قد تفرض منهجية مختلفة. ومن الأهمية بمكان الرجوع إلى الإدارة العليا كلما دعت الحاجة لإجراء تغيير في المعالجة. وينبغي التذكير بأن القانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR يشترط على بعض مرافق المياه العامة إعداد نماذج ومقاييس التطهير المرجعية عند اقتراح إجراء تغييرات في ممارسات التطهير. إضافة إلى ذلك، فإن بعض القرارات قد تؤدي إلى حالات تحتاج إلى معالجة إضافية. فعلى سبيل المثال، قد يستدعي الأمر استخدام الترشيح لتخفيض جرعة المطهر، والحد من تكون النواتج الجانبية للتطهير DBP إذا كان مستوى الكربون العضوي الكلي TOC وأيون البروميد عالياً. وفي هذه الحالات يجب إجراء دراسات مخبرية وتجارب ريادية لاختيار المطهر الأمثل.

8.1 المراجع

- AWWA (American Water Works Association). 1991. Guidance Manual for Compliance with the .1
Filtration and Disinfection Requirements for Public Works Systems Using Surface Water Sources.
- AWWA Safe Drinking Water Advisor - Library on Internet (1997). .2
- Bellar, T.A, J.J. Lichtenberg, and R.C. Kroner. 1974. "The Occurrence of Organohalides in .3
Chlorinated Drinking Water." J. AWWA. 66(12): 703-706.
- Legube, B., J.P. Croux, J. De Latt, and M. Dor. 1989. "Ozonation of an Extracted Aquatic .4
Fulvic Acid: Theoretical and Practical Aspects." Ozone Sci. Eng. 11(1): 69-91.
- McGuire, M.J., D.W. Ferguson, and J.T. Gramith. 1990. Overview of Ozone Technology for .5
Organics Control and Disinfection. Conference proceedings, AWWA Seminar on Practical
Experiences with Ozone for Organics Control and Disinfection, Cincinnati, OH.
- Rook, J.J. 1974. "Formation of Haloforms during Chlorination of Natural Water." Water Treatment .6
and Examination. 23(2): 234-243.
- Sawyer, C.N., P.L. McCarty, L. Parkin, and G.F. Parkin. 1994. Chemistry for Environmental .7
Engineering, fourth edition. McGraw Hill, Inc., New York, NY.
- Symons, J.M., T.A. Bellar, J.K. Carswell, J. DeMarco, K.L. Kropp, G.G. Robeck, D.R. Seeger, C.J. .8
Slocum, B.L. Smith and A.A. Stevens. 1975. "National Organics Reconnaissance Survey for
Halogenated Organics." J. AWWA. 67(11): 634-647.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1997. Community Water System Survey –Volume .9
II. Detailed Survey Result Tables and Methodology Report. EPA 815-R-97-001b.
- USEPA. 1978. National Organics Monitoring Survey (NOMS). Technical Support Division, U.S. .10
Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water. Cincinnati, OH.
- White, G.C. 1992. Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants. Vol. 3. Van Nostrand .11
Reinhold Co. New York, NY.
- White, G.C. 1986. Handbook of Chlorination. Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY. .12

استخدام المطهرات في معالجة المياه

تقوم معظم أنظمة المياه العامة بأحد أشكال معالجة المياه، للتوافق مع تشريعات قانون مياه الشرب الآمن (SDWA). وقد تبين من المسح الذي أجري على أنظمة مياه التجمعات عام 1995 (USEPA, 1997a) أن 99 % من أنظمة المياه السطحية في الولايات المتحدة تجري بعض المعالجة على هذه المياه. وأن 99 % من أنظمة المعالجة تستخدم التطهير/الأكسدة كجزء من عملية المعالجة. ومع أن 45 % من أنظمة المياه الجوفية لا تجري أي معالجة للمياه، إلا أن 92 % من محطات المياه الجوفية هذه تجري بعض أشكال المعالجة من ضمنها التطهير/الأكسدة كجزء من عملية المعالجة. وأكثر أنواع المطهرات/المؤكسدات شيوعاً (بدون ترتيب معين) هي الكلور وثنائي أكسيد الكلور وكلورامين والأوزون وبيرمنجنات البوتاسيوم.

تستخدم المطهرات لتحقيق أهداف معينة أخرى أثناء معالجة المياه. ومن هذه الأهداف السيطرة على الكائنات المزعة (مثل الرخويات المخططة والمحارات الأسبوية)، وأكسدة بعض المركبات (مثل المركبات المسببة للطعم والرائحة، الحديد والمنغنيز)، واستعمالها كمخثر ومواد مساعدة على الترشيح.

يهدف هذا الفصل إلى:

- إعطاء صورة ملخصة عن الحاجة إلى التطهير في معالجة المياه.
- إعطاء معلومات أساسية مشتركة بين جميع المطهرات.
- مناقشة الاستعمالات الأخرى للكيمويات المطهرة (مثل المؤكسدات).
- وصف قابلية تكوين المركبات الجانبية لعملية التطهير وتأثير هذه المركبات على الصحة.
- مناقشة الكائنات الدقيقة ذات الأهمية في أنظمة المياه والتأثيرات الصحية المتعلقة بها، وآليات التثبيط وفعاليات المطهرات المختلفة.
- تلخيص الممارسات المستخدمة حالياً في الولايات المتحدة، بما فيها استخدام الكلور كمطهر ومؤكسد.

1.2 الحاجة إلى التطهير في معالجة المياه

عرفت العلاقة الوبائية بين الأمراض والمياه منذ مدة طويلة في عام 1850، إلا أنه لم يتم فهم كيف ينقل الماء الجراثيم المسببة للأمراض، حتى وضع باستور (Pasteur) نظرية انتقال الأمراض بواسطة الجراثيم في أواسط 1880.

وفي عام 1880 عندما انتشر مرض الهيضة في لندن وجد د. جون سنو في دراسته عن انتشار المرض أن بئر الماء (Broad Street Well) كان هو السبب في انتشار المرض نتيجة لتلوثه من زائر مصاب بالمرض، كان قد وصل إلى الجوار. وكانت الهيضة من الأمراض الأولى التي ارتبط انتشارها بالماء. وكان هذا الحدث هو الأول الذي عزي فيه انتشار المرض إلى التدوير المباشر لماء غير مطهر. والآن وبعد مائة عام، فإن هنالك عدداً كبيراً

من الأمراض التي تعزى إلى الكائنات الممرضة والتي تنتقل عن طريق الماء. ومن هذه الكائنات الجراثيم، والفيروسات، وكائنات دقيقة طفيلية كما هو مبين في الجدول 1-2 و 2-2 و 3-2 على التوالي.

الجدول 1-2: الأمراض المرتبطة بالماء والنتيجة عن الجراثيم

العامل المسبب	المرض	الأعراض	المستودع
سالمونيلا التيفية	حمى التيفية	ألم في الرأس، غثيان/ فقدان الشهية، إمساك أو إسهال، التهاب في الحلق، التهاب في القصبات، ألم في البطن، نزيف الأنف، قشعريره وارتفاع حرارة، بقع وردية على الجذع. فترة الحضانة 7-14 يوم.	البراز والبول للناقل أو المريض
سالمونيلا نظيرة تيفية، سالمونيلا شينوبيلاري، سالمونيلا هرسفيلدي س	حمى نظيرة تيفية	الاصابة تتميز بالحرارة المستمرة، إسهال، بقع وردية على الجذع. فترة الحضانة 1-10 ايام	براز و بول الناقل أو المريض
شجيلا فليكسينري، شجيلا الزحار، شجيلا السوني، شجيلا البارا الزحارية	زحار العصبات	ورم وإسهال حاد، وحمى وزحار برازي على مخاط مثاني البراز والبول. فترة الحضانة 1-7 ايام.	خروج الناقلين والاشخاص المصابين
الضمة الكوليرية، الضمة الهيضة	هيضة (الكوليرا)	إسهال، استفراغ و براز حبيبي مائع، وعطش وألم و فقدان الوعي. فترة الحضانة تبضع ساعات إلى 5 ايام	الخروج، القيء والناقلين
باستوريلا تولانيس	داء التولاريمية	ألم وحمى مفاجئة، إجهاد. فترة حضانة 1-10 ايام	الجردان، الأرانب، ذبابة الحصان، الكلاب، والثعالب، الخنازير، قرادة الخشب
بروسيل ميلتيونيس	داء البروسيلات (الحمى المموجة)	حمى غير منتظمة وعرق، قشعريره وألم عضلات	الأنسجة، الدم، البول، عفن الحيوانات المصاحبه
الزائفة الرعامية	راعوم	إسهال حاد، القيء، حرارة عالية، الجنون والهوس	الجردان، خنازير الإختبار، قطط، أرانب والخيل
البريمية اليرقانية الترفية	داء البريميات (مرض أول)	حرارة و رجفه وألم في الرأس وغثيان وألم عضلات و القيء وإجهاد وعطش وقد يحدث برقان	بول وبراز الفئران، الخنازير، الكلاب، القطط، الجردان، الثعالب والأغنام
الاشريكية القولونية الباطنية الممرضة	التهاب الجهاز الهضمي	إسهال مائي وغثيان وإجهاد وجفاف	براز الناقل

الجدول 2-2: الأمراض المرتبطة بالماء والنتيجة عن الفيروسات المعوية البشرية

المجموعة	المجموعة الفرعية	عدد المجموعات أو المجموعات الفرعية	الأمراض المرتبطة بهذه الفيروسات	التغيرات المرضية	الأعضاء التي تتكاثر بها الفيروس
الفيروس المعوي (Enterovirus)	الفيروس السنجابي	3	شلل العضلات، سحابا غير بكتيرية، حمى متكرره	تلف الأعصاب الحركية، التهاب السحابا الفيروس، تكاثر وانتقال الفيروس إلى الدم.	أغشية الأمعاء المخاطية، النخاع الشوكي، النخاع المستطيل، السحابا، الأغشية المخاطية للأمعاء والمفاويات، النخاع المستطيل
	الايكوفيروس	34	التهاب السحابا غير البكتيرية، شلل العضلات، جلبو-باري سيندروم، طفح جلدي، امراض جهاز التنفس، ألم العضلات الوبائي، إسهال، التهاب القولون والعضلات القلبية، التهاب الكبد	التهاب السحابا الحمي، تلف الاعصاب الحركية، اتساع وتمزق الاوعية الدموية اجتياح الفيروسات البرنستية الاوعية التنفسية والاستجابات الالتهابية الثانوية، الالتهابات المعوية غير معروف اجتياح الفيروسات الخلايا مع استجابات التهابية ثانوية،	الغشاء المخاطي للأمعاء، النخاع الشوكي، الدماغ، النخاع الشوكي الجلد، الاوعية التنفسية والرئتين، المعدة، والأمعاء، الاوعية التنفسية والمعدة والأمعاء، أنسجة الغلاف القلبي

العضلات القلبية، الكبد	اجتياح خلايا الكبد				
الفم، الغدد الليمفاوية والبلعوم، السحايا، الغشاء المخاطي المعوي، النخاع الشوكي، النخاع المستطيل، جلد اليدين والقدمين ومعظم الفم، الأوعية التنفسية والرئتين، الأغشية المخاطية المعوية	اجتياح الفيروس للأنسجة المخاطية مع التهاب ثانوي، ألم الحلق، أضرار في البلعوم، التهاب السحايا من الفيروس، تلف الأعصاب الحركية اجتياح الفيروس لخلايا الجلد في اليدين والقدمين والفم، اجتياح الفيروس لبرنشمية الأوعية التنفسية واستجابات التهابية ثانوية، اجتياح الفيروس لخلايا الغشاء المخاطي	التهاب الكبد هيرا نجابين التهاب البلعوم الليمفاوي حاد، السحايا الغير بكتيرية، شلل العضلات، مرض اليد – القدم – الفم، مرض الجهاز التنفسي، إسهال الأطفال	242	الفيروس كوكساعي (A)	
الكبد أنسجة الغشاء والعضلة القلبية العضلات بين الامتلاخ السحايا النشاط المخاطي المعوي، النخاع الشوكي والنخاع المستطيل. السحايا والدماغ الأغشية القلبية والعضلة القلبية الأوعية التنفسية والرئتين الكبد المشيمة خلايا لانجر هانز في البنكرياس القلب النامي	اجتياح الفيروس لخلايا الكبد اجتياح الفيروس لخلايا مع استجابات التهابية ثانوي اجتياح الفيروس للخلايا العضلية التهاب السحايا من الفيروس تلف الاعصاب الحركية اجتياح الفيروس للخلايا اجتياح الفيروس للخلايا مع استجابات التهابية ثانوية اجتياح الفيروس لبرنشمية الأوعية التنفسية واستجابات التهابية ثانوية اجتياح الفيروس لخلايا البرنشمية اجتياح الفيروس لخلايا الأوعية الدموية اجتياح الفيروس للخلايا المنتجة للأنسولين اجتياح الفيروس للخلايا العضلية	التهاب الكبد التهاب الغشاء والعضلة القلبي الألم الناتج عن التهاب أغشية الرئتين مع حمى التهاب السحايا غير البكتيرية شلل العضلات التهاب الدماغ والسحايا التهاب الغشاء التهاب الشفاف والأغشية القلبية والعضلة القلبية التهابات الجهاز التنفسي التهاب الكبد أو طمح جلدي إجهاض عفوي السكري المعتمد على الأنسولين، الإعاقات القلبية الوراثية	6		
غير معروف	غير معروف	غير معروف	6		الريوفليروس (reovirus)
الأوعية التنفسية والرئتين خلايا الملتهالفيروس والأوعية الدموية الزائدة الدودية، الغدد الليمفاوية الغدد الليمفاوية المعوية الغدة الدرقية الخلايا العضلية	اجتياح الفيروس لبرنشمية الأوعية التنفسية واستجابات التهابية ثانوية اجتياح الفيروس للخلايا واستجابات التهابية ثانوية اجتياح الفيروس لخلايا الغشاء المخاطي اجتياح الفيروس للغدد الليمفاوية السرقوم في الهمستر	أمراض في الجهاز التنفسي التهاب الملتهالفيروس الحاد التهاب الزائدة الدودية الحاد الإنفاسد المعوي التهاب الغدة الدرقية الشبه حاد السرقوم في الهمستر	31		الأدنوفليروس (adenovirus)
الكبد الفص الأمامي للدماغ والعضلات والعظام	اجتياح الفيروس لخلايا البرنشمية اجتياح الفيروس للخلايا	التهاب الكبد المعوي مصل الدم التهاب الكبد الدموي، داون سندروم	22		فيروسات التهاب في الكبد (hepatitis)

الجدول 2-3: الأمراض المرتبطة بالماء والنتيجة عن الأولي

الاعراض	المرض	العامل المسبب
القيء وديدان حية في البراز	داء الصفر	الصفر الخراطيني (الدودة المستديرة) Ascario lumricoides
إسهال حاد وآلم في البطن والقيء وحرارة خفيفة. قد يكون خطراً على الحياة في المرضى الذين يعانون من نقص المناعة	كريبتو سبورديوسيس	خفية الأبواغ ، ميورس وبارقام Cryptosporidium
إسهال وإمساك متبادل، ازحار ممدة مصحوب بمخاط وورم	داء الأميبات	Entamoeba histolica
إسهال متقطع	داء الجيارديات	Giardia lamblia
الموت	التهاب الدماغ والسحايا الأميبي	Naegleria gruberi
التهاب الكبد والمثانة	داء البلهرسيات	Schistosoma mansoni
آلم في البطن واضطرابات في الهضم ونقصان الوزن	داء الشريطيات	Taenia saginata

ومن الأسباب الرئيسية لتفشي عدد من الأمراض عن طريق مياه الشرب، هو التلوث في شبكة التزويد الناتج من الوصلات المتصلبة ودخول المياه غير صالحة للشرب في شبكة التزويد. إلا أن تفشي الأمراض الناتج من تلوث نظام التزويد، يمكن السيطرة عليه بسرعة ويتسبب في حدوث عدد قليل من الإصابات مقارنة مع تفشي الأمراض الناتج عن تلوث مصادر المياه أو نظام المعالجة، والتي تؤدي في العادة لحدوث عدد كبير من الإصابات في كل مرة يحدث فيها تلوث. وإذا ما أخذت عدد الحالات بعين الاعتبار، فإن الأسباب الرئيسية لتفشي الأمراض هي تلوث مصادر المياه ونقص في عمليات المعالجة (White, 1992). فمثلاً أصيب أكثر من 400,000 شخص في ميلوكسي، ويسكنسون في عام 1993 نتيجة تفشي خفية الأبواغ. وقد ارتبط تفشي المرض مع تدني جودة الماء الخام المصحوب بنقصان في فعالية عملية التخثير والترشيح (Kramel et al.; Mackkenzi et al., 1994).

وقد وجد تاريخياً أن حوالي 46% من حالات تفشي الأمراض عن طريق أنظمة المياه العامة ترتبط بقصور في مصدر المياه وأنظمة المعالجة وأن 92% من مسببات الأمراض تعزى إلى هاتين المشكلتين.

وتحفز جميع المياه الطبيعية التجمعات البيولوجية، ولأن بعض الكائنات الدقيقة قد تكون مسؤولة عن بعض المشاكل الصحية العامة، فإن الخصائص البيولوجية لمصدر المياه تعد من أهم العوامل التي يجب أخذها بعين الاعتبار عند معالجة المياه. وبالإضافة إلى الصحة العامة، فإن مايكروبيولوجيا المياه تؤثر على جودة المياه الفيزيائية والكيميائية وعلى تشغيل محطات المعالجة.

1.1.2 الكائنات الممرضة الأساسية

يبين الجدول 2-4 خصائص ثلاث مجموعات من الكائنات الممرضة الهامة في معالجة المياه، وهي الجراثيم والفيروسات والأوالي.

الجدول 2-4: خصائص الكائنات الممرضة المتعلقة بالمياه وذات الاهمية في معالجة المياه

الكائنات	الحجم (مايكرومتر)	القدرة على الحركة	المصادر	المقاومة بالتطهير ابواغ الجراثيم	الإزالة بالترسيب، التخثير، الترشيح
الجراثيم	10-0.1	متحركة، غير متحركة	الإنسان، الحيوانات، الماء والطعام الملوث	لها مقاومة عالية بينما الجراثيم اللاهوائية لها أقل مقاومة	جيدة، إزالة 2-3 لوغاريتم
الفيروسات	0.1-0.01	غير متحركة	الإنسان، الحيوانات، الماء الملوث، الطعام الملوث	أكثر مقاومة من الجراثيم اللاتراوجية	ضعيفة، إزالة 1-3 لوغاريتم
الأوالي	20-1	متحركة، غير متحركة	الإنسان والحيوانات، النباتات المتحللة والماء	أكثر مقاومة من الفيروسات والجراثيم اللاتراوجية	جيد، إزالة 2-3 لوغاريتم

1.1.1.2 الجراثيم

الجراثيم عبارة عن كائنات وحيدة الخلية حجمها عادة يتراوح بين 0.1 إلى 10 مايكرومتر. والبناء الفيزيائي لخلية الجراثيم يتحدد بالشكل، والمكونات، والحجم، وطريقة النمو. ويمكن تصنيف معظم الجراثيم في أربع مجموعات حسب شكلها: مكورة، وعصيات، وعصيات منحنية، ولولبية وخيطية. والجراثيم المكورة قطرها يتراوح بين 1-3 مايكرومتر. وتختلف الباسيلي (جراثيم العصيات) في حجمها الذي يتراوح بين 0.3 – 1.5 مايكرومتر في العرض (أو القطر) ومن 1.0 إلى 10.0 مايكرومتر في الطول. والجراثيم الفيبريوسي (العصيات المنحنية) يتراوح حجمها عادة بين 0.6 – 1.0 مايكرومتر في العرض أو القطر) ومن 2-6 مايكرومتر في الطول والسبيريل (الكبتيريا اللولبية) قد يصل طولها إلى 50 مايكرومتر بينما الجراثيم الخيطية قد يزيد طولها عن 100 مايكرومتر.

2.1.1.2 الفيروسات

الفيروسات كائنات دقيقة مكونة من المادة الوراثية حمض ديوكسي رايبو-النووي (DNA) أو حمض الرايبونووي (RNA)، وغطاء بروتيني واقى (مكون من سلاسل مجدولة منفردة، مزدوجة أو مزدوجة جزئياً). ولا تستطيع الفيروسات العيش إلا متطفلة وهي غير قادرة على القيام بأي شكل من أشكال التمثيل الغذائي حيث تعتمد كلياً على الخلايا المضيفة للتكاثر. ويتراوح حجم الفيروسات في العادة حول 0.01 مايكرومتر وهي محددة جداً بالفصائل التي تنقل لها العدوى، فعادة ما تهاجم نوعاً واحداً من العوائل. ومع أن الآليات التي ينتقل فيها يرقان الكبد B والفيروسات السنجابية تكون عن طريق الطعام، أو الاتصال الشخصي، أو تبادل موائع الجسم فإنها أيضاً تنتقل عن طريق مياه الشرب. وبعض هذه الفيروسات مثل الديتروفيروسات (والتي تحتوى على مجموعة فيروسات نقص المناعة HIV) تكون ضعيفة ولذلك لا تنتقل بواسطة الماء ولا تشكل خطراً هاماً على الصحة العامة (Riggs, 1989).

3.1.1.2 الأولي

الأولي كائنات دقيقة ذات خلية واحدة لها نواة وليس لها جدران تتغذى على الجراثيم. ومعظم الأولي تكون حية طليقة في الطبيعة ويمكن أن تتواجد في الماء، إلا أن بعض فصائلها طفيلية وتعيش على العائل أو في داخله. والعوائل يمكن أن تكون كائنات أولية مثل الطحالب أو كائنات معقدة كالإنسان. وهناك كثير من فصائل الأولي المعروفة باستخدامها الإنسان كعائل كما هو مبين في الجدول (2-5).

2.1.2 تفشي الأمراض عن طريق المياه في الآونة الأخيرة

ظهرت في الولايات المتحدة في السنوات الأربعين الأخيرة عدداً من العوامل المسببة للأمراض، والتي لم يسجل ارتباط حدوثها بتفشي الأمراض التي تنتقل عن طريق المياه. وقد عرّض تفشي الأمراض التي تنتقل عن طريق المياه في عام 1960 إلى الأشريكية القولونية والجياردية الملبلية المسببة للأمراض المعوية. وأول حالة إصابة للإنسان بالكربتوسبورديوم سجلت في منتصف عام 1970. وفي نفس الفترة سجل أول تفشٍ للالتهاب الرئوي بسبب ليجيونيل بنيموفيل (Centers for Disease Control, 1989, Witherell et al., 1988). وقد سجل عدداً من الأمراض التي تنتقل عن طريق المياه في الآونة الأخيرة والتي كان سببها تفشي الأشريكية القولونية، والجياردية الملبلية، وخفية الأبواغ والليجيونيل بنيموفيل.

1.2.1.2 الأشريكية القولونية (E.coli)

سجلت أول حالة لتفشي الأمراض عن طريق المياه في الولايات المتحدة في عام 1960 وقد كانت مرتبطة بالايشيريشيا كولاي المسببة للأمراض المعوية. وقد أشير إلى أن عدداً من أنواع الأشريكية القولونية كانت السبب في أمراض الأطفال حديثي الولادة، والتي تحدث عادة بانتقال الملوثات في حضانات الأطفال. ويوجد في الوقت الحاضر عدداً من الحالات المدروسة جيداً والتي تفشت فيها الأمراض التي تنتقل عن طريق المياه بسبب الأشريكية القولونية (Serotypes 0111:B4 and 0124:B27: AWWA, 1990, and Craun, 1981). وفي عام 1975 كان سبب الانتشار الكبير للأمراض في (National Park Crater Lake) الأشريكية القولونية من نوع (06:H16)، (Craun, 1981).

الجدول 2-5: الأولي المتطفلة على الإنسان

الأولي	المعيل	المرض	انتقال المرض	حدثها
أكاناتاموبيا كاستلاني	الماء العذب والمياه العادمة والإنسان والتربة	التهاب السحايا الاميبي	الجروح والتقرحات وغاز ثاوي اثناء الإصابات الأخرى	أمريكا الشمالية
بالانتيريوم كولاي	الخنازير والإنسان	الزحار	الماء الملوث	مايكرونيسيا
خفية الأبواغ بارقم	الحيوانات والإنسان	داء خفية الأبواغ	إتصال شخص مع شخص أو حيوان مع شخص، أكل أو شرب طعام أو ماء ملوث اتصال مع سطوح ملوثة بالبراز	كندا، إنجلترا، الولايات المتحدة الأمريكية
أنتاميبا هيتوليرنيكا	الإنسان	الزحار الاميبي	الماء الملوث	آخر مرة ظهر فيها المرض في الولايات المتحدة الأمريكية عام 1953
جاردية لمبلية	الإنسان والحيوانات	داء الجارديا (معدة وامعاء)	الماء الملوث	المكسيك الولايات المتحدة الأمريكية
نايجليريا فلوري	التراب والماء والإنسان والنبات المتحلل	التهاب السحايا الاميبي الأولي	التنفس عن طريق الأنف واختراق البلعوم الأنفي التعرض من السباحة في بحيرات المياه العذبة	أمريكا الشمالية

2.2.1.2. الجياردية للمبلية

كما في الاشريكية القولونية عرفت الجياردية للمبلية لأول مره عام 1960 في الولايات المتحدة بارتباطها بتفشي الأمراض بانتقالها في المياه. والجياردية للمبلية أوالى سوطية مسؤولة عن مرض الجياردية، والذي يمكن أن يسبب وهنا، قد يكون شديداً أو خفيفاً. وتعتبر الجياردية من أكثر الكائنات الممرضة المسؤولة عن تفشي الأمراض بواسطة المياه. وتضمن دورة الحياة للجياردية مرحلة الحوصلة عندما يكون الكائن في طور السبات وشديد المقاومة (أي أن الحوصلة تقاوم بعض الظروف البيئية الشديدة).

وعندما يتم تناولها من قبل الحيوانات ذات الدم الحار، فإن دورة حياة الجياردية تستمر بخروجها من الحوصلة. والحويصلات حجمها كبير نسبياً (8-14 مايكرومتر)، ويمكن أن يزال بفاعلية بالترشيح باستخدام التراب الدياتومي، أو الوسط الحبيبي، أو الأغشية. ويمكن الإصابة بمرض الجياردية ببلع الحويصلات الحية الموجودة في الطعام أو الماء أو بالتلامس المباشر مع مادة غائضة.

وبالإضافة إلى الإنسان فإن الحيوانات الأليفة والبرية قد تكون عوائل للحويصلات. وما بين عامي 1972 و 1981 حدثت حالة تفشى فيها داء الجياردية عن طريق الماء وسجل فيها 20,000 حالة (Craun and Jakubowski, 1986). ولاتوجد في الوقت الحاضر طريقة سهلة وموثوقة لجمع حويصلات الجياردية من عينات المياه. وطرق الفحص والعد الميكروسكوبية شاقة ومملة، وتحتاج إلى أن يكون المحلل صبوراً ومهماً. وحويصلات الجياردية مقاومة نسبياً للكلور، خاصة على درجة حموضة عالية ودرجات حرارة منخفضة.

3.2.1.2 خفية الأبواغ

خفية الأبواغ عبارة عن أولي شبيهه بالجياردية، ويكون حويصلات أنثوية مقاومة كجزء من دروة حياتها. وحويصلات خفية الأبواغ أصغر من حويصلات الجياردية. وفي العادة يكون قطرها بين 4-6 مايكرومتر. ويمكن أن تعيش هذه الحويصلات تحت ظروف غير مواتية حتى يتم بلعها من قبل حيوان ذي دم حار، وعندها تستمر بالخروج من الحوصلة.

ونظراً لازدياد عدد الحالات التي تفشى فيها مرض خفية الأبواغ، فقد ركز عليها في عدد كبير من الأبحاث في السنوات العشر الاخيرة. وقد زاد الاهتمام الطبي بهذا الموضوع لأن حدوثه يشكل خطراً على الحياة للأشخاص الذين يعانون من ضعف جهاز المناعة. وكما ذكر سابقاً فإن أكبر تفشي للمرض عن طريق المياه تم توينه في الولايات المتحدة وقع في ميلواكي في عام 1993 وكان سببه خفية الأبواغ. وقد قدر أن 403,000 شخصاً أصيبوا بالمرض، 4400 شخصاً دخلوا المستشفيات وتوفي 100 شخص. وقد ارتبط تفشي المرض بتدن في جودة المياه

الخام متزامنة مع نقصان في فعالية عملية التخثير والترشيح، مما أدى إلى زيادة عكر مياه المعالجة وإزالة غير كفؤه لحويصلات خفية الأبواغ الأنثوية.

4.2.1.2 ليجيونيلا بنويموفيل

تفشى الإلتهاب الرئوي عام 1976 في الاجتماع السنوي للجيش الأمريكي في بنسلفانيا (Legionnaires). وقد تأثر ما مجموعه 221 شخص بهذا المرض مات منهم 35 شخصاً. ولم يحدد سبب الإلتهاب الرئوي مباشرة على الرغم من التحقيقات المكثفة التي أجرتها مراكز مكافحة الأمراض. وبعد ستة أشهر من الحادثة، تمكن علماء الأحياء الدقيقة أثناء تشريح جثة أحد الجنود من فصل جرثومة أنسجة الرئة. وقد وجد أن الجرثومة المسببة لتفشي المرض تختلف عن أنواع الجراثيم الأخرى المعروفة، وسميت ليجونيلا بنويموفيل (al., 1988 Witherell et). وبعد هذا الاكتشاف، تم اكتشاف كائنات دقيقة أخرى شبيهة بالليجيونيلا وبلغ مجموع فصائل الليجيونيلا المكتشفة 26، سبعة منها تسبب مرض الليجيونييرز (AWWA, 1990).

ولا ينتقل مرض الليجيونييرز من شخص إلى آخر. وقد أظهرت دراسات علم الأمراض أن المرض يدخل الجسم عن طريق جهاز التنفس، ويمكن أن تستنشق الليجيونيلا داخل جسيمات الماء التي يكون حجمها أقل من 5 مايكرومتر من معدات مثل أبراج التبريد، وأنظمة الماء الساخن في المستشفيات وبرك السباحة الترفيهية (Witherell et al., 1988).

3.1.2 آلية تثبيط الكائنات الممرضة

آليات التثبيط الثلاث الرئيسية للكائنات الممرضة هي:

- تدمير أو إضعاف نظام بناء الخلية بمهاجمة مكونات الخلية مثل تدمير جدار الخلية أو إضعاف الوظائف التي تقوم بها الأغشية شبه النفاذة.
- التدخل بالتمثيل الغذائي المنتج للطاقة من خلال حاملات الأنزيمات وتغيير مجموعات الأنزيمات وبالتالي جعل الأنزيمات غير فعالة.
- التدخل بالبناء البيولوجي والنمو لمنع بناء البروتينات الطبيعية والأحماض الأمينية، والأنزيمات المساعدة، وجدار الخلية. وبناءاً على نوع الكائنات الدقيقة والمطهر، قد تكون بعض هذه الآليات مجتمعة مسؤولة عن عملية التثبيط. ويعتقد أن العوامل الرئيسية المحددة لفعالية التطهير في معالجة المياه هي:
 - مقدرة المطهر على أكسدة أو تمزيق جدار الخلية.
 - مقدرة المطهر على الانتشار في داخل الخلية والتدخل في نشاطها (Montgomery, 1985).

2.2 الاستخدامات الأخرى للمطهرات في معالجة المياه

تستخدم المطهرات في معالجة المياه ليس فقط للتطهير. وبينما يعد تثبيط الكائنات الممرضة هو الوظيفة الأولى لاستخدام المطهرات، إلا أنها تستخدم أيضاً كمؤكسدات في معالجة مياه الشرب لتحقيق وظائف أخرى مثل:

1. تخفيض تكون نواتج التطهير الجانبية إلى الحد الأدنى.
2. الحد من الكائنات المزعجة مثل الرخويات المخططة والمحارات الآسيوية.
3. أكسدة الحديد والمنغيز.
4. منع معاودة النمو في شبكات التزويد والمحافظة على الثبات البيولوجي.
5. إزالة الطعم والروائح بالأكسدة الكيميائية.
6. تحسين فعالية التخثير والترشيح.
7. منع نمو الطحالب في أحواض الترسيب والمرشحات.
8. إزالة اللون.

وفيما يلي ملخص عن الاستعمالات الإضافية للمؤكسدات:

1.2.2 تخفيض تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

قد تلعب المؤكسدات القوية دوراً في استراتيجيات التطهير، والحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير في معالجة المياه. فقد تستعمل بعض المؤكسدات مثل بيرمنجنات البوتاسيوم والأوزون للحد من مكونات نواتج التطهير الجانبية في بداية محطة المعالجة، وبالتالي تؤدي إلى إنقاص تكون هذه النواتج في المرحلة النهائية للتطهير في المحطة. وسيناقش استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم كمؤكسد ومطهر في الفصل الخامس من هذا الدليل.

تتم حالياً دراسة الأوزون لأكسدة مكونات نواتج التطهير الجانبية. وتدل الدراسات الأولية أن تأثير الأوزنة قبل الكلورة، خاص بدرجة عالية بالموقع، ولا يمكن توقع هذا التأثير. ويظهر أن المتغيرات المختلفة التي تحدد تأثير الأوزون هي: الجرعة، ودرجة الحموضة، والقاعدية، وطبيعة المواد العضوية. فقد وجد أن الأوزون فعال في

إنخفاض نواتج التطهير الجانبية على درجة حموضة منخفضة، ولكن إذا كانت درجة الحموضة مرتفعة (أكثر من 7.5)، فإن الأوزون قد يؤدي إلى زيادة كمية النواتج الجانبية للكورة. وسيناقش الأوزون كمطهر ومؤكسد في الفصل الثالث من هذا الدليل.

2.2.2. الحد من الرخويات المخططة والمحارات الآسيوية المسببة للإزعاج

لقد دخلت المحارات الآسيوية (كوربيكولا فلومنيا) إلى الولايات المتحدة من جنوب شرق آسيا عام 1938 وتعيش الآن في معظم أنظمة الأنهر جنوب خط العرض 40° (Britton and Morton, 1982; Counts, 1986). فقد وجدت المحارات الآسيوية في نهر ترينيتي River Trinity، ونهر أوهيو هيل Ohio River، وإيفانز فيلا Evansville، والنهر الجديد New River في ناروز وجلن Narrows and Glen، ونهر كاتوبا Catawba River in Rock Hill (Belanger et al., 1991; Cameron et al., 1989a; Matisoff et al., 1996).

وقد هاجم هذا الحيوان محطات المياه، وأدى إلى إغلاق أنظمة نقل المياه والصمامات والمصافي والعدادات، وإلحاق الضرر بالمضخات الطاردة عن المركز ومسبباً مشاكل طعم ورائحة (Sinclair, 1964; Evans et al., 1979, Smith, 1979).

وقد بحث (Cameron et al., 1989a) في فعالية بعض المؤكسدات للحد من المحارات الآسيوية في طورها الصغير وفي طور البلوغ. وكما هو متوقع فقد وجد أن المحارات الآسيوية في طور البلوغ أكثر مقاومة للمؤكسدات منها في طور الصغير، وفي عدد من الحالات فإن الطرق للحد منها، مثل الكلورة الحرة لا يمكن استخدامها بسبب تكون كميات كبيرة من ثلاثي هالوجينو الميثان. ويبين الجدول 2-6 (etal., 1989a Cameron) مقارنة بين فعالية أربعة مؤكسدات للحد من المحارات الآسيوية الصغيرة معبراً عنها بالوقت اللازم لقتل 50% منها (LT50).

وقد وجد أن الكلورامين هو الأفضل للقضاء على المحارات الصغيرة دون أن يؤدي إلى تكون THM. وقد بينت الأبحاث أن فعالية أحادي كلورامين تزداد بدرجة كبيرة بارتفاع درجة الحرارة (Cameron et al., 1989b). ويلاحظ أن درجات الحرارة في هذه الدراسة تعكس ظروف سد لينشبورغ، هيوستن، تكساس وتحمل المحارات درجات حرارة بين 2-35°م (Cameron et al., 1989a).

الجدول 2-6: تأثيرات المؤكسدات المختلفة على موت المحارات الآسيوية (كوربيكولا فلومنيا)

المادة الكيميائية	المتبقي ملغم/لتر	درجة الحرارة م°	درجة الحموضة	مرحلة الحياة	LT50 يوم
كلور حر	0.5	23	8.0	ب	8.7
	4.8	21	7.9	ب	5.9
	4.7	16	7.8	ص	4.8
بيرومنجنات البوتاسيوم	1.1	17	7.6	ص	7.9
	4.8	17	7.6	ص	8.6
أحادي كلورامين	2.6	28	9.7	ص	0.6
	10.7	17	7.9	ص	0.5
ثاني أكسيد الكلور	1.2	24	6.9	ص	0.7
	4.7	22	6.6	ص	0.6

ب : بالغ، ص: صغير

وفي دراسة مماثلة قام (Belanger et al., 1991) بدراسة مقدرة الإبادة البيولوجية للكلور الكلي المتبقي، وأحادي كلورامين، وأحادي كلورامين مع الامونيا، والبروم، والنحاس للحد من المحارات الآسيوية. وقد وجد (Belanger et al., 1991) أن أحادي الكلورامين مع فائض من الأمونيا كانت الأكثر فعالية للحد من المحارات على درجة حرارة 30°م. أما الكلور بتركيز 0.25 – 40 ملغم/لتر للكلور الكلي المتبقي على درجة حرارة 20-25°م فقد حدثت من المحارات بكل حجمها (LT50) أقل من 28 يوم). ولكن كان تأثيرها قليلاً على درجة حرارة 12-15°م (معدل الوفاة قارب الصفر). وكما في الدراسات الأخرى فإن سمية المبيدات البيولوجية تعتمد بدرجة كبيرة على درجة الحرارة وحجم المحارات. والرخويات المخططة (دريسنا بولي مورفا) فهي إضافة جديدة لحيوانات البحيرات العظمى. وقد وجدت لأول مرة في بحيرة سانت كلير عام 1988 مع أنه يعتقد أن موطن الرخويات المخططة في البحر الاسود وبحر قزوين. وقد انتقلت من أوروبا بصابور السفن حوالي عام 1985 (Herbert et al., 1989).

وقد تزايدت أعداد الرخويات المخططة في البحيرات العظمى بسرعة كبيرة من حيث الحجم والتوزيع الجغرافي (Roberts, 1990).

وقد ذكر (Lang, 1994) أن الرخويات المخططة موجودة في نهر أوهيو، ونهر كميدلاند، ونهر آركانساس، ونهر تينيسي ونهر الميسيسيبي جنوب نيو أوليانز. وقد قيم (Merks and Fraleigh, 1991) فعالية الهيبوكلوريت، والبيرمنجنات، وبيروكسيد الهيدروجين مع الحديد للحد من الرخويات المخططة البالغة. وقد تم اختبار التجديد الراكد المستمر والمتقطع لمدة 28 يوماً لتحديد أثر الجرعات المتقطعة. وقد وجد أن فعالية الجرعات المتقطعة أقل كثيراً من الجرعات المستمرة.

ووجد أن توليفة بيروكسيد الهيدروجين - الحديد (1-5 ملغم/لتر مع 25% حديد) أقل فعالية في الحد من الرخويات المخططة من البيرمنجنات أو الهيبوكلوريت. وكذلك وجد أن البيرمنجنات (0.5 - 10 ملغم/لتر) أقل فعالية من الهيبوكلوريت (0.5-10 ملغم/لتر).

وقد طور (van Benschoten et al., 1995) نموذجاً حركياً لتوقع معدل وفيات الرخويات المخططة بسبب الكلور. وقد بين النموذج العلاقة بين متبقي الكلور ودرجة الحرارة على مدة التعرض اللازم للوصول إلى معدل وفاة 50 و 95%. وقد جمعت البيانات لمتبقيات الكلور بين 0.5 - 3.0 ملغم/لتر ودرجات حرارة بين 0.3 - 24 م. وأظهرت النتائج اعتماداً قوياً على درجات الحرارة، واحتاجت إلى مدة تلامس تتراوح بين يومين إلى أكثر من شهر اعتماداً على العوامل البيئية ومعدل الوفاة اللازم.

وقد قارن (Brady et al., 1996) فعالية الكلور لتحديد نمو الرخويات المخططة والزرديّة (Dreissena Bugensis). وتم اكتشاف وجود الرخويات الزردية التي تشبه الرخويات المخططة حديثاً في البحيرات العظمى. وقد وجد أن الكلورة الكاملة قد زادت معدل الوفاة للرخويات الزردية بدرجة كبيرة. ووجد أن مدة التلامس اللازم لتحقيق معدل وفاة 100% لكل الرخويات الزردية والمخططة هو 23 و 37 يوماً على التوالي، مما يعني أن برامج الكلورة المصممة للقضاء على الرخويات المخططة تكون فعالة أيضاً للحد من تجمعات الرخويات الزردية.

وقد قيم (Matisoff et al., 1996) ثاني أكسيد الكلور (ClO_2) للحد من الرخويات المخططة البالغة بتعريضها للمطهر لمدة واحدة، متقطعة أو مستمرة. ووجد أن التعرض لمرة واحدة مدة 30 دقيقة لثاني أكسيد الكلور بتركيز 20 ملغم/لتر أو أعلى، سبب معدل وفاة 26%. أما البيرمنجنات وبيروكسيد الهيدروجين فلم تكن فعالة على الإطلاق بتركيز 30 ملغم/لتر لمدة 30 دقيقة تحت نفس الظروف. ومع أن هذه الجرعات العالية استخدمت فقط لفترات قصيرة، إلا أنه لا يمكن استخدامها مباشرة في الماء في بعض الحالات، نتيجة لتكون النواتج الجانبية التي تبقى في الماء. أما التعرض المستمر لثاني أكسيد الكلور لأربعة أيام فقد كان فعالاً على تراكيز 0.5 ملغم/لتر ($\text{LC}_{50} = 0.35$ ملغم/لتر)، وقد تحقق معدل وفاة 60% عندما كانت تراكيز ثاني أكسيد الكلور أعلى من 1 ملغم/لتر.

وقد بينت جميع هذه الدراسات أن الجرعة اللازمة للقضاء على هذه الكائنات المزعجة عالية جداً من حيث الجرعة الكيميائية ومدة التلامس. كما أن احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير عالية، خاصة إذا كان الماء يحتوي على مواد عضوية بتركيز عالية مع احتمالية تشكل ثلاثي هالوجينو الميثان والنواتج الجانبية الأخرى لعملية التطهير.

3.2.2 أكسدة الحديد والمنغنيز

يوجد الحديد والمنغنيز في المياه الجوفية، ولكن مشاكلها أقل في المياه السطحية. ومع أن الحديد والمنغنيز لا يضران بصحة الإنسان بالتركيز الموجودة عادة في الماء، إلا أنهما يسببان مشاكل تكوين البقع والطعم. وتعالج هذه المركبات بسهولة بالأكسدة لتكون راسب يزال بعدها بالتربسب والترشيح. وتستطيع معظم المؤكسدات باستثناء الكلورامين تحويل الحديد من (+2) إلى الحديد (+3) والمنغنيز من (+2) إلى (+4) والتي تترسب كهيدروكسيد الحديد وثنائي أكسيد المنغنيز على التوالي (AWWA, 1990). ويعتمد التركيب الكيميائي الدقيق للراسب على طبيعة الماء، ودرجة الحرارة ودرجة الحموضة.

يبين الجدول 2-7 أن جرعات المؤكسدات اللازمة للحد من الحديد والمنغنيز منخفضة نسبياً. بالإضافة إلى ذلك فإن تفاعلاتها سريعة نسبياً، حيث تستغرق ثواني بينما تكوين نواتج التطهير الجانبية تستغرق ساعات. وبالتالي فإنه وباستخدام الجرعات المناسبة، يكون الكلور المتبقي أثناء أكسدة الحديد والمنغنيز منخفض نسبياً، يعتمد و يبقى فترة قصيرة فقط. وهذه العوامل تقلل من احتمال تكون نواتج التطهير الجانبية نتيجة إزالة الحديد والمنغنيز بالأكسدة.

الجدول 2-7: جرعات المؤكسدات اللازمة لأكسدة الحديد والمنغنيز المؤكسد

المؤكسد	الحديد II ملغم/ملغم Fe	منغنيز II ملغم/ملغم Mn
كلور	0.62	0.77
ثاني أكسيد الكلور	1.21	2.45
الأوزون	0.43	0.88*
الأكسجين	0.14	0.29
بيرومنجنات الصوديوم	0.94	1.92

المصدر: Culp/Wesner/Culp, 1986; Langlais et al., 1991

* درجة الحموضة المثلى لأكسدة المنغنيز باستخدام الأوزون: 8-8.5

4.2.2 منع إعادة النمو في أنظمة التوزيع والمحافظة على الثبات البيولوجي

قد تؤدي المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي والأمويا إلى نمو الميكروبات في أنظمة التوزيع. ويشير "الثبات البيولوجي" إلى حالة لا تساعد فيها جودة مياه المعالجة النمو البيولوجي في نظام التوزيع. ويمكن الوصول إلى الثبات البيولوجي بعدة طرق:

1. إزالة المغذيات من المياه قبل التزويد.
2. المحافظة على متبقي من المطهر في الماء المعالج.
3. الجمع بين إزالة المغذيات والمحافظة على متبقي من المطهر.

وللمحافظة على الثبات البيولوجي في نظام التزويد فإن قانون عصيات القولون الكلية (TCR) يتطلب أن تحوي مياه المعالجة متبقياً من المطهر مقداره 0.2 ملغم/لتر عند دخولها في نظام التزويد. ويجب أن يبقى في نظام التزويد كمية مقاسة من متبقي المطهر، أو يجب أن تثبت الجهة القائمة على الخدمة من خلال الرصد أن أعداد الجراثيم الهوائية (HPC) تبقى أقل من 100/500 مللتر.

ويبقى النظام مطابقاً ما دام 95% من العينات تحقق هذه القيمة الاسترشادية. ويستخدم الكلور، وأحادي كلورامين، وثاني أكسيد الكلور عادة في المحافظة على متبقي من المطهر في نظام التزويد. ويمكن أن يستخدم الترشيح لزيادة الثبات البيولوجي لخفض المغذيات في مياه المعالجة.

أما مستوى متبقي المطهر الثانوي فهو منخفض ويتراوح عادة بين 0.1-0.3 ملغم/لتر اعتماداً على نظام التزويد وجودة المياه. إلا أن مدة التلامس الطويلة، قد تنتج كميات كبيرة من نواتج التطهير الثانوية في نظام التزويد حتى لو كانت جرعة المطهر منخفضة.

وثقت المشاكل المتعلقة باستخدام متبقي الكلور المتحد (الكلورامين)، أو في حالة عدم استخدام متبقي، في كثير من الحالات. ويتميز استخدام الكلور المتحد بطور أولي مقبول حيث يحافظ فيه على متبقيات من الكلورامين بسهولة في نظام التزويد، ويبقى العدد البكتيري منخفضاً. ولكن قد تظهر مشاكل على مرور السنوات منها زيادة الأعداد البكتيرية، ونقصان في سعة التوزيع الأساسية. ويؤدي تحويل النظام إلى متبقي الكلور في البداية إلى زيادة شكاوى المستهلكين من مشاكل الطعم والرائحة الناتجة من أكسدة المواد العضوية المتراكمة. كذلك فإنه من الصعب المحافظة على تركيز من الكلور الحر في نهايات نظام التزويد (AWWART, 1987).

5.2.2 إزالة الطعم والروائح بالأكسدة الكيميائية

هنالك عدة مصادر للطعم والرائحة في مياه الشرب، بما فيها الكائنات الدقيقة، وتحلل النباتات، وكبريتيد الهيدروجين وبعض المركبات من أصل منزلي، أو صناعي، أو زراعي. كما تسبب المطهرات نفسها مشاكل في الطعم والرائحة. وبالإضافة إلى الطعم والرائحة التي يسببها مركب معين، فإن الإحساس بها يزداد عند تجمع عدد من المركبات. وقد ركز الانتباه مؤخراً على الطعم والرائحة الناتجة من مركبات محددة مثل الجوسمين، و-2- ميثيل ايزوبورنيول (MIB)، والمركبات العضوية وغير العضوية المكلورة (AWWART, 1987).

تستخدم الأكسدة في العادة لإزالة المركبات التي تسبب الطعم والرائحة. ولأن كثير من هذه المركبات شديدة المقاومة للأكسدة، فإن طرق أكسدة متقدمة (أوزون/بيروكسيد الهيدروجين، أوزون/أشعة فوق بنفسجية... الخ) إضافة إلى الأوزون نفسه، تستخدم لمواجهة مشاكل الطعم والرائحة. وقد تكون فعالية الكيماويات المختلفة المستخدمة للحد من الطعم والرائحة خاصة بالموقع. فقد وجد (Suffet et al., 1986) أن الأوزون هو أكثر المواد المؤكسدة فعالية لمعالجة الطعم والرائحة. فالأوزون بجرعات بين 2.5-2.7 ملغم/لتر مع مدة تلامس 10 دقائق (متبقى 0.2 ملغم/لتر) تخفض مستويات الطعم والرائحة بمقدار كبير. وقد استعمل (Lalezary et al., 1986) الكلور، وثاني

أكسيد الكلور، والأوزون، والبيرمنجنات لمعالجة المركبات المسببة للرائحة الترابية العفنة. ووجد من هذه الدراسة أن ثاني أكسيد الكلور هو الأكثر فعالية مع أن أي من المؤكسدات لم تكن قادرة على إزالة الجيوسمين و2-ميثل أيزوبورنيول MIB بأكثر من 40-60%. وقد استخدم بيرمنجنات البوتاسيوم بجرعات بين 0.25 – 20 ملغم/لتر. وبينت دراسات أجريت في دائرة مياه العاصمة في جنوب كاليفورنيا فعالية البيروكسون (أوزون مع بيروكسيد الهيدروجين) في إزالة الجيوسمين و2-ميثل أيزوبورنيول MIB أثناء معالجة المياه (Ferguson et al., 1990; Huck et al., 1995; Ferguson et al., 1991).

تدل الخبرات السابقة في معالجة الطعم والرائحة أن جرعات المؤكسد تعتمد على مصدر المياه والمركبات المسببة للطعم والرائحة. وبشكل عام، فإن جرعات صغيرة قد تكون فعالة لعدد من مركبات الطعم والرائحة، ولكن بعض المركبات الصعبة المعالجة قد تحتاج إلى مؤكسدات قوية مثل الأوزون / أو طرق أكسدة متقدمة أو تقنيات بديلة مثل الإدمصاص باستخدام حبيبات الكربون المنشط (GAC).

6.2.2 تحسين فعالية التثخير والترشيح

لقد بينت بعض الدراسات أن استخدام المؤكسدات، وخاصة الأوزون تحسن من فعالية التثخير والترشيح (Gurol and Pidatella, 1983; Farrardin and Collins, 1990; Reckhow et al., 1993; Masschelein, 1992) ولكن وجد في دراسات أخرى أنه م يحدث أي تحسن في عكر الماء المتدفق نتيجة للأكسدة (Tobiason et al., 1986; Hilterbrand et al., 1992). وقد قام (Prendiville) بجمع بيانات من محطة معالجة كبيرة بينت أن الأوزن القلبي أكثر فعالية من الكلور القلبي، لخفض عكر الماء المتدفق من المرشحات. والسبب في تحسن التثخير غير واضح تماماً ولكن وضعت بعض الاحتمالات (Reckhow et al., 1986) من ضمنها:

- أكسدة المواد العضوية لأشكال أكثر قطبية.
- أكسدة أيونات الفلزات لتكوين معقدات غير دائبة مثل معقدات الحديد.
- تغير في بناء وحجم الجسيمات العالقة.

7.2.2 منع نمو الطحالب في أحواض الترسيب والمرشحات

تستخدم الكلورة القلبي لخفض المشاكل التشغيلية المرتبطة بالنمو البيولوجي في محطات معالجة المياه (AWWA, 1990; Culp L Wesner L Culp, 1987)، وتمنع الكلورة القلبي تكون طبقة لزجة على المرشحات والانابيب والخزانات، كما أنها تنقص احتمالية حدوث مشاكل الطعم والرائحة المرتبطة بتكون هذه الطبقات. وتعمل كثير من وحدات الترسيب والترشيح بمتبقي قليل من الكلور لمنع نمو الطحالب والجراثيم في المغاسل وسطوح المرشحات. وقد شاعت هذه الممارسة في السنين الأخيرة حيث تستفيد المحطات من مدة تلامس إضافية في المعالجة لتحقيق احتياجات التطهير حسب قانون معالجة المياه السطحية (SWTR).

8.2.2 إزالة اللون

يستخدم الكلور الحر في إزالة اللون وتفضل درجة الحموضة المنخفضة لتحقيق ذلك. وينتج اللون من المركبات الهيومية والتي لها مقدرة عالية على تكوين نواتج التطهير الثانوية. أما جرعة الكلور وحركية إزالة اللون فينصح أن تجرى عليها دراسات مخبرية.

3.2 نواتج التطهير الثانوية (DBP) ومتبقيات التطهير

1.3.2 أنواع نواتج التطهير الثانوية ومتبقيات المطهرات

يبين الجدول 2-8 قائمة جمعت من قبل وكالة حماية البيئة EPA تحوي نواتج التطهير الجانبية ومتبقيات المطهرات التي قد يكون لها تأثير على الصحة. ويحوي الجدول متبقيات المطهرات والنواتج الجانبية الخاصة الناتجة عن المطهرات ذات الأهمية في معالجة مياه الشرب. وقد صنفت هذه الملوثات إلى أربع مجموعات رئيسية وتحوي متبقيات المطهرات، النواتج الجانبية غير العضوية، والنواتج الجانبية لأكسدة المواد العضوية، والنواتج الجانبية العضوية المهلجنة. وتبين الجداول 1-3 و 1-4 النواتج الجانبية لعملية التطهير ومتبقيات المطهرات التي تم وضع تشريعات خاصة بها.

الجدول 2-8: قائمة بالنواتج الجانبية لعملية التطهير ومتبقيات المطهرات

<p>النواتج الجانبية العضوية المهلجنة</p> <p>ثلاثي هالوجينوميثان كلوروفورم برومو ثنائي كلور ميثان ثنائي برومو كلور ميثان برموفورم</p> <p>أحماض هالوأسيتيك أحماض هالوأسيتيك حمض أحادي كلورواستتيك حمض ثنائي كلورواستتيك حمض ثلاثي كلورواستتيك حمض أحادي برومواستتيك</p> <p>هالوأسيتونيترايل ثنائي كلورواستيتونيترايل بروموكلورواستيتونيترايل ثنائي برومواستيتونيترايل ثلاثي كلورواستيتونيترايل ثلاثي كلورواستيتونيترايل هالوكينونات</p> <p>1,1 ثنائي كلوروبروبانون 1,1,1 ثلاثي كلوروبروبانون كلوروفينولات ثنائي كلوروفينول 4,2 ثنائي كلوروفينول 6,4,2 ثلاثي كلوروفينول كلوروبيكربين كلورال هايدات كلوريد السيانوجين N- كلوروامينات العضوية MX*</p>	<p>متبقيات المطهرات</p> <p>كلور حر حمض هايپوكلوروس أيون الهيپوكلوريت كلورامينات أحادي كلورامين ثاني أكسيد الكلور</p> <p>نواتج جانبية غير عضوية</p> <p>أيون الكلورات أيون البرومات أيون الايودات بيروكسيد الهيدروجين أمونيا</p> <p>النواتج الجانبية العضوية</p> <p>الالديهيدات فورمالديهيدات أسيتالديهيدات حلايوكسال هكسانال</p> <p>أحماض كربوكسيلية</p> <p>حمض هكسانويك حمض هبتانويك حمض أوكساليك الكربون العضوي المتاح</p>
--	---

* 3 - كلورو-4-(ثنائي كلورومثيل) -5 - هيدروكسي-2 (5H) فيورانون.

ويعتمد تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير على نوع المطهر، وجود المادة العضوية (مثل الكربون العضوي الكلي)، وأيون البروميد والعوامل البيئية الأخرى كما هو مبين في هذا الدليل، ويمكن خفض تكوين المركبات الجانبية لعملية التطهير بإزالة مسببات تكوينها.

وتقيم الآثار الصحية للمطهرات والنواتج الجانبية لها عادة بإجراء دراسات وبائية أو سمية باستخدام الحيوانات المخبرية. ويبين الجدول 2-9 التصنيف السرطاني للمطهرات ونواتجها الجانبية كما صنفت في عام 1999. ويظهر مخطط التصنيف المستخدم من قبل EPA في أسفل الجدول 2-9. ومخطط تصنيف EPA للمسرطنات تأخذ بعين الاعتبار دراسات الحيوانات والدراسات الوبائية، ولكنها تعطي وزناً أكبر للإثباتات السرطانية في الإنسان.

الجدول 2-9: وضع المعلومات الصحية للمطهرات ونواتج التطهير الجانبية

الملوث	التصنيف السرطاني ⁽¹⁾
كلوروفورم	ب ²
بروموثنائي كلوروميثان	ب ²
ثنائي بروموكلوروميثان	ج
بروموفورم	ب ²
حمض أحادي كلورواستنيك	--
حمض ثنائي كلورواستنيك	ب ²
حمض ثلاثي كلورواستنيك	ج
ثنائي كلورواستينو نيترايل	ج
برومو كلورواستينو نيترايل	--
ثنائي برومو أستينو نيترايل	ج
ثلاثي كلورواستينو نيترايل	--
1,1-ثنائي كلوروبروبانول	--
1,1,1-ثلاثي كلوروبروبانول	--
2-كلوروفينول	د
4,2-ثنائي كلوروفينول	د
6,4,2 ثلاثي كلوروفينول	ب ²
كلورو بركرين	--
كلورال هيدريت	ج
كلوريد السيانوجين	ب ¹ (2)
فورمالدهايد	--
كلورات	د
كلوريت	ب ²
برومات	د
أمونيا	--
حمض هيبوكلوروس	--
هايبوكلوريت	--
أحادي كلور أمين	--
ثاني أكسيد الكلور	د

التصنيف السرطاني	الملوث
إثبات كاف في الدراسات الوبائية لدعم الربط التلقائي بين التعرض والسرطان	المجموعة (أ) مسرطن للإنسان
إثبات محدود من الدراسات الوبائية (المجموعة ب1)	المجموعة (ب) مسرطن محتمل للإنسان
إثبات محدود من الدراسات على الحيوانات وعدم وجود بيانات أو بيانات غير كافية على الإنسان	المجموعة (ج) مسرطن ممكن للإنسان
إثبات غير كافٍ للتسبب في السرطان وعدم وجود إثبات أو لا يوجد إثبات على تسببها بالسرطان في دراستين واثنتين على الحيوانات لفصائل مختلفة أو في دراسات واثنية على الحيوانات	المجموعة (د) غير مصنف
لا يوجد إثبات على تسببها بالسرطان في الإنسان	المجموعة (هـ)

(1) مخطط الكيمويات حسب مقدرتها على تسبب السرطان:

(2) مبنى على التعرض عن طريق التنفس.

2.3.2 تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

تتكون النواتج الجانبية العضوية المهلجنة عندما تتفاعل المادة العضوية الطبيعية (NOM) مع الكلور الحر أو البروم الحر. ويضاف الكلور الحر مباشرة إلى الماء كمطهر أولي أو ثانوي، مع ثاني أكسيد الكلور، أو مع الكلورامين. أما البروم الحر فينتج من أكسدة أيون البروميد في ماء المصدر. والعوامل التي تؤثر على تكون النواتج الجانبية المهلجنة لعملية التطهير تتضمن: نوع وتركيز المواد العضوية الطبيعية ونوع المؤكسد وجرعته ومدة التلامس وتركيز أيون البروميد ودرجة الحموضة وتركيز النيتروجين العضوي ودرجة الحرارة. ويؤثر النيتروجين العضوي بشكل كبير على تكون نواتج عملية التطهير الجانبية التي تحتوي على النيتروجين مثل الأسيتونيترايل والهالوبركرين، وهاليدات السيانوجين (Reckhow,etal.,1990;Hoigneand Bader,1988).

تمثل المركبات العضوية المهلجنة الكلية (TOX) تركيز هاليدات المواد العضوية الكلية في عينة ماء (محسوبة ككلورايد).

بشكل عام، فقد تم التعرف على أقل من 50% من محتوى المواد العضوية المهلجنة الكلية، وهناك إثباتاً أن عدداً من هذه النواتج الجانبية العضوية المهلجنة والناتجة من كلورة الماء قد تكون ضارة بالإنسان (Singer and Chang, 198).

وتتكون نواتج جانبية غير مهلجنة كذلك، عندما تتفاعل عوامل مؤكسدة قوية مع المركبات العضوية الموجودة في الماء. فعندما تتأكسد المواد العضوية بالأوزون والبيروكسون تتكون الألديهيدات، وأحماض ألدووكيتو، وأحماض عضوية، وعندما يكون أيون البروميد موجوداً تتكون مواد عضوية مبرومه (Singer, 1992). ويكون عدد من نواتج التأكسد الجانبية قابلاً للتحلل البيولوجي، وتظهر ككربون عضوي ذائب قابل للتحلل (BDOC)، أو ككربون عضوي متاح قابل للتمثيل (AOC) في مياه المعالجة.

ويلعب أيون البروميد دوراً أساسياً في تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. إذ يؤكسد الأوزون أو الكلور الحر أيون البروميد إلى أيون هايبرومات/حمض هايبروموس، والذي يكون بعدها النواتج الجانبية المبرومه لعملية التطهير. وتشمل النواتج العضوية الجانبية المبرومه مركبات مثل البروموفورم وحمض الأسيتيك المبروم والأسيتونيترايل وبروموبكرين وبروميد السيانوجين. وقد تم التعرف فقط على ثلث أيونات البروميد التي كونت نواتج جانبية.

1.2.3.2 النواتج الجانبية للتطهير

لقد سجل عدد من الباحثين أن المواد العضوية الطبيعية هي المسبب الرئيسي لتكوّن النواتج الجانبية لعملية التطهير (Stevens et al., 1976 and Singer, 1979; Christman et al., 1983). ويتفاعل الكلور مع المواد العضوية الطبيعية لتكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير، بما فيها ثلاثي هالوجينوميثان (THM)، وأحماض الأسيتيك المهلجنة (HAA)، وغيرها. ويتفاعل الأوزون مع المواد العضوية الطبيعية لتكوين الألديهيدات، والأحماض العضوية، وأحماض الألدووكيتو، والتي يتكون عدداً منها أيضاً عند استعمال الكلور (Singer and Harrington, 1993).

ويحتوي الماء الطبيعي على خليط من المواد العضوية الهيومية وغير الهيومية. ويمكن تقسيم هذه المواد إلى الجزء الهيدروفوبي (الذي لا يعيش الماء) والمكوّن من المادة الهيومية بشكل رئيسي، والجزء الهيدروفيلي (الذي يعيش الماء) والمكوّن بشكل رئيسي من المادة الفولفية (Fulvic Matter).

يقيم نوع وتركيز المواد العضوية الطبيعية باستخدام قياسات بديلة. ومع أن القياسات البديلة لها محددات، إلا أنها تستخدم لإمكانية قياسها بسهولة، وبسرعة، وبكلفة منخفضة، وهذا يسمح برصد خط التشغيل والأداء لمحطات معالجة المياه. والبدائل المستخدمة لتقييم المواد العضوية الطبيعية تحتوي على:

- الكربون العضوي الكلي والذائب (TDC, TOC).
- الامتصاص المحدد للضوء فوق البنفسجي (SUVA)، وهو الامتصاص على طول موجة 254 نانومتر (UV-254) مقسومة على الكربون العضوي المذاب DOC $SUVA = (UV-254/DOC) * 100$ ويقاس بـ لتر/ملغم-متر.
- المقدرة على تكوين ثلاثي هالوجينو ميثان (THM)، وفي هذا الفحص تقاس كمية ثلاثي هالوجينو ميثان المتكون من جرعة عالية من الكلور الحر على مدة تفاعل طويلة.
- ثلاثي هالوجينو الميثان الكلية في نظام التزويد المحاكى، ومن هذا الفحص يمكن توقع تركيز ثلاثي هالوجينو ميثان الكلية في نقطة مختارة من نظام التزويد.

ويكون في المعدل حوالي 90% من الكربون العضوي الكلي (TOC) ذائباً. ويعرف الكربون العضوي الذائب (DOC) بأنه الكربون العضوي الكلي (TOC) الذي يمر من خلال مرشح 0.45 مايكرومتر. والامتصاص فوق بنفسجي (UV) تقنية جيدة لتقييم وجود الكربون العضوي الذائب، حيث يقل الامتصاص فوق بنفسجي للماء بسبب أكسدة بعض الروابط العضوية التي تمتص هذا الضوء. ولا يحدث تحويل المركبات العضوية تحويلاً كاملاً إلى ثاني أكسيد الكربون تحت الظروف التي تتم عليها معالجة المياه، وبذلك يبقى تركيز الكربون العضوي الكلي ثابتاً.

والمركبات الجانبية لعملية التطهير تتغير موسمياً ويكون أعلى تركيز لها في الصيف وبداية الخريف، وذلك للأسباب التالية:

1. سرعة تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير تزداد بازدياد درجة الحرارة (Singer et al. 1992).

2. تتغير طبيعة مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بتغير المواسم (Singer et al., 1992).
3. تزداد الحاجة إلى الكلور في الصيف بسبب الارتفاع في درجة الحرارة، مما يستلزم استخدام جرعات أعلى للمحافظة على التطهير.

وإذا كان أيون البروميد متواجداً في ماء المصدر، فإنه يمكن أن يتأكسد إلى حمض هايبيروموس الذي يتفاعل مع المواد العضوية الطبيعية (NOM) لتكوين حمض هايبيروموس، الذي يتفاعل مع المواد العضوية الطبيعية لتكوين النواتج الجانبية المبرمنة لعملية التطهير، مثل البروموفورم. كما يمكن أن يتفاعل الأوزون مع أيون الهيبيروميت OBr- لتكوين أيون البرومات (BrO₃-)، وتوثر نسبة أيون البروميد إلى جرعة الكلور على تكون ثلاثي هالوجينوميثان واستبدال الكلور بالبروم. فإذا زادت هذه النسبة فإن ذلك يؤدي إلى تكون أكبر للفصائل المبرمنة من ثلاثي هالوجينوميثان (Krasner et al., 1989; Black et al., 1996)، وفي الدراسة التي أجراها (Krasner et al.)، كانت جرعة الكلور متناسبة طردياً مع تركيز الكربون العضوي الكلي. عندما تمت إزالة الكربون العضوي الكلي من خلال المعالجة، قلت جرعة الكلور، ونقص تكون ثلاثي هالوجينوميثان الكلية. وفي نفس الوقت زادت نسبة أيون البروميد إلى جرعة الكلور، مما أدى إلى زيادة في تحول تراكيز ثلاثي هالوجينوميثان الكلي إلى ثلاثي هالوجينوميثان المبروم. وبالتالي فإن تحسين إزالة المواد العضوية الطبيعية قبل الكلورة يمكن أن يؤدي إلى إزاحة في فصائل النواتج الجانبية المهلجنة باتجاه الأشكال المبرمنة منها.

ويتكون الكلوروبكرين نتيجة لكلورة المواد الهيومية بوجود أيون النترات (etal., 1987; Thiband Dugnet, 1985)، وقد قام (Thiband et al., 1988) بكلورة المركبات الهيومية بوجود أيون البروميد لتوضيح تكون شبيه الكلوروبكرين المبروم.

2.2.3.2 تأثير درجة الحموضة على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

تؤثر درجة حموضة الماء على تكون النواتج الجانبية المكلورة كما هو مبين في الجدول 2-10 Reckhow and (Singer, 1985; Stevens et al., 1989) ويزداد تكون ثلاثي هالوجينوميثان بزيادة درجة الحموضة. بينما يقل تكون حمض ثلاثي كلوروأستيك، وثنائي كلوروأستيتونيترايل، وثلاثي كلوروبروبان، بزيادة درجة الحموضة. كذلك فإن المركبات العضوية المهلجنة الكلية TOX تقل بزيادة درجة الحموضة.

بناءً على دراسات الكلورة التي تم إجراؤها على مواد هيومية في أنظمة نموذجية، وجد أن درجة الحموضة المرتفعة تزيد من تكوين الكلوروفورم على حمض ثلاثي كلوروأستيك والمواد العضوية المهلجنة الأخرى. وبالتالي، فإن محطات معالجة المياه التي تمارس إزالة عسر الماء على درجات حموضة أعلى من 9.5-10 تنتج مواد عضوية كلية مهلجنة تكون في معظمها ثلاثي هالوجينوميثان التي يكون تركيزها أعلى منه في حالة محطات معالجة المياه السطحية بالطرق التقليدية على درجة حموضة 6-8 (Singer and Chang, 1989). وبما أن استخدام ثاني أكسيد الكلور والكلورامين قد يدخل الكلور الحر إلى الماء، فإن النواتج الجانبية لعملية الكلورة التي يمكن أن تتكون، قد تتأثر بدرجة الحموضة كما ذكر أعلاه. أما استخدام الأوزون في معالجة المياه التي تحوي أيون البروميد، فإنه يؤدي إلى تكوين أيون البرومات حتى درجة حموضة مرتفعة، بينما يؤدي استخدامه على درجة حموضة منخفضة إلى تكوين النواتج الجانبية العضوية المبرمنة. وتعطي الفصول المتعلقة بكل مطهر تفصيلات عن تأثير درجة الحموضة على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.

كما وتؤثر درجة الحموضة على التخثير المكثف (التوافق مع قانون المعالجة المكثفة للمياه السطحية، والتوافق مع قانون النحاس والرصاص). وهذه الأمور تم التركيز عليها في (EPA's Microbial and Disinfection Byproduct Simultaneous Compliance Guidance Manual) والمتوقع توافره عام 1999.

3.2.3.2 النواتج الجانبية العضوية للأكسدة

تتكون النواتج الجانبية لأكسدة المركبات العضوية بالتفاعل بين المواد العضوية الطبيعية وجميع العوامل المؤكسدة التي تضاف أثناء معالجة مياه الشرب. وبعض هذه النواتج تكون مهلجنة، كما ذكر في الجزء السابق، وبعضها الآخر لا يكون مهلجناً. تعتمد أنواع وتركيز النواتج العضوية الجانبية للأكسدة على نوع وجرعة العامل المؤكسد المستخدم، وعلى الخصائص الكيميائية لمواد العضوية الطبيعية التي تتم أكسدتها وتركيزها، وعلى عوامل أخرى، مثل درجة الحرارة ودرجة الحموضة.

بعض النواتج الكيميائية الجانبية، المصنفة كنواتج أكسدة جانبية عضوية مهلجنة مدرجة في الجدول 2-10. وكما هو مبين في الجدول 2-10، فإن النواتج الجانبية لعملية التطهير تعتمد على درجة الحموضة. وقد عقدت مقارنات في الجدول مع تكون ثلاثي هالوجينوميثان الكلية على درجة حموضة 7.0. والكربون العضوي المتاح AOC ليس

ملوثاً عضوياً معيناً، ولكنه يستخدم كقياس بديل لاحتمالية معاودة نمو الجراثيم في نظم التزويد. ويحتوي الكربون العضوي المتاح على عدد من الفصائل الكيميائية، منها الالديهيدات والاحماض الكربوكسيلية المدرجة في الجدول 2-8. وقد بينت دراسات تكوّن الكربون العضوي المتاح، التي أجريت بشكل رئيسي في هولندا، أن الأوزنه والكلوره يمكن أن تزيد من تراكيز الكربون العضوي المتاح. ويعتقد أن هذه الزيادة في تركيز الكربون العضوي المتاح تنتج من أكسدة المواد العضوية ذات الأوزان الجزيئية الكبيرة، وأكسدة جزئيات أصغر متاحة أكثر من الناحية البيولوجية. وبما أن الكربون العضوي المتاح ليس ملوثاً كيميائياً محدداً، فليس هناك آثار صحية يمكن أن تعزى له.

الجدول 2-10: ظروف تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

الناتج الجانبي	الكلوره على درجة حموضة 5	الكلوره على درجة حموضة 7	الكلوره على درجة حموضة 9.4
ثلاثي هالوجينوميثان الكلية	تكون منخفض	--	تكون عال
حمض ثلاثي كلورواستيك	شبيه بالتكون على درجة حموضة 7	شبيه بالتكون على درجة حموضة 5	تكون منخفض
حمض ثنائي كلورواستيك	شبيه بالتكون على درجة حموضة 7 و 9.4، أعلى قليلاً على درجة حموضة 7	شبيه بالتكون على درجة حموضة 5 و 9.4، أعلى قليلاً على درجة حموضة 7	شبيه بالتكون على درجة حموضة 5 و 7 وأعلى قليلاً على درجة حموضة 7
حمض أحادي كلورواستيك	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز > 5 مايكروغرام/لتر	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز > 5 مايكروغرام/لتر	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز > 5 مايكروغرام/لتر
حمض ثنائي برومواستيك	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز > 5 مايكروغرام/لتر	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز > 1 مايكروغرام/لتر	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز > 1 مايكروغرام/لتر
كلورال هايدرات	مشابه لتكون على درجة حموضة 7	مشابه للتكون على درجة حموضة 5	تتكون خلال 4 ساعات يتلاشى مع الوقت إلى > 5 مايكروغرام/لتر
كلوروبكرين	على تراكيز أقل من 1 مايكروغرام/لتر، الاتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 1 مايكروغرام/لتر، الاتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 1 مايكروغرام/لتر، الاتجاهات غير واضحة
ثنائي كلورو أسيتونيتريل	تكون عال	تتكون خلال 4 ساعات يتلاشى مع الوقت إلى > 5 مايكروغرام/لتر	على تراكيز أقل من 2 مايكروغرام/لتر، الاتجاهات غير واضحة
برومو كلورو أسيتونيتريل	على تراكيز أقل من 2 مايكروغرام/لتر، الاتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 2 مايكروغرام/لتر، الاتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 2 مايكروغرام/لتر، الاتجاهات غير واضحة
ثنائي برومو أسيتونيتريل	على تراكيز أقل من 0.5 مايكروغرام/لتر، الاتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 0.5 مايكروغرام/لتر، الاتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 0.5 مايكروغرام/لتر، الاتجاهات غير واضحة
ثلاثي كلورو أسيتونيتريل	لم يتم يتكون	لم يتم يتكون	لم يتم يتكون
1,1,1-ثلاثي كلورو بروبانون	تكون عال	على تراكيز أقل من 2 مايكروغرام/لتر، الاتجاهات غير واضحة	لم يتم يتكون

4.2.3.2 النواتج الجانبية غير العضوية لعملية التطهير والمطهرات

يبين الجدول 2-11 بعض النواتج الجانبية غير العضوية لعملية التطهير التي تتكون، أو تبقى كمتبقيات أثناء عملية التطهير. وكما ذكر سابقاً فإن أيون البروميد يتفاعل مع عوامل مؤكسدة قوية لتكوين أيون البرومات ونواتج جانبية عضوية أخرى. ويترك ثاني أكسيد الكلور والكلورامين متبقيات لها أضرار صحية، إضافة إلى تسببها في الطعم والرائحة. وستتم مناقشة أهمية هذه المركبات في الفصول القادمة.

الجدول 2-11: النواتج الجانبية غير العضوية لعملية التطهير

المطهر	الناتج الجانبي غير العضوي أو متبقي المطهر
ثاني أكسيد الكلور	ثاني أكسيد الكلور، أيون الكلورايت، أيون الكلورات، أيون البرومات (بوجود الضوء)
الأوزون	أيون البرومات، بيروكسيد الهيدروجين
الكلورامين	لأحادي كلورامين، ثنائي كلورامين، ثلاثي كلورامين، أمونيا، كلورسيانوجين

3.3.2 استراتيجيات الحد من النواتج الجانبية لعملية التطهير

في عام 1983 حددت وكالة حماية البيئة الأمريكية EPA تقنيات معالجة وتعديلات على المحطات التي تستطيع أنظمة مياه التجمعات السكنية استخدامها؛ لتتوافق مع الحد الأقصى للتلوث (MCL) بثلاثي هالوجينات الميثان الكلية (TTHMS). وأهم التعديلات على المعالجة تضمنت نقل نقطة الكلور إلى مرحلة متأخرة في محطة معالجة المياه، وتحسين عملية التخثير لتحسين إزالة مسببات نواتج التطهير الجانبية واستخدام الكلورامين، إضافة إلى الكلور الحر أو بديلاً عنه (Singer, 1993). ونقل نقطة الكلورة إلى مرحلة متأخرة في المعالجة غالباً ما يكون فعالاً في إنقاص النواتج الجانبية لعملية التطهير؛ لأنها تسمح بأنقاص تراكيز المواد العضوية الطبيعية والمسببة لتكون نواتج جانبية للتطهير أثناء المعالجة، وقبل إضافة الكلور. وبشكل استبدال الكلور القلبي بالأكسدة القلبية بمطهر بديل إلى نواتج جانبية أقل. وبشكل هذا بديلاً آخر لإنقاص تكون النواتج الجانبية المكلورة.

تتضمن الخيارات الأخرى المتاحة للحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير: ضبط جودة مياه المصدر، وإزالة مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، واختيار استراتيجية التطهير. وفيما يلي لمحة عن كل من هذه الخيارات.

1.3.3.2 ضبط جودة مياه المصدر

تتضمن استراتيجيات ضبط جودة مياه المصدر إدارة المصدر؛ لخفض تراكيز المواد العضوية الطبيعية وأيون البروميد. وقد أظهرت الأبحاث أن نمو الطحالب يؤدي إلى تكون مسببات أنتاج النواتج الجانبية لعملية التطهير (Oliver and Shindler, 1980; Wachter and Andelman, 1984; Karimi and Singer, 1991) لذلك فإن إدارة المغذيات والطحالب هي إحدى الطرق لضبط إمكانية المصدر المائي في تكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير. ويمكن الحد من أيون البروميد في المصدر المائي بمنع دخول ماء البحر أو الماء المالح إلى مصدر المياه.

2.3.3.2 إزالة مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

يمكن أن يحوي الماء الخام على مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير التي تكون ذائبة أو على شكل جسيمات. وحتى يتم التمكن من إزالة المسببات الذائبة، أو التي على شكل جسيمات، بالمعالجة التقليدية، يجب تحويلها إلى جسيمات حتى يمكن إزالتها لاحقاً بالترسيب والترشيح. ويلاحظ أن احتمالية تكون ثلاثي هالوجينوميثان تقل بحوالي 50% بالترسيب والتخثير التقليدي، مع التأكيد على نقل نقطة الكلورة إلى ما بعد التخثير والترسيب (وحتى الترشيح)؛ لضبط تكون المركبات العضوية المهلجنة الكلية TOX وثلاثي هالوجينوميثان الكلية TTHM (Singer and Chang, 1989). وتستطيع الأنظمة التقليدية تخفيض احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بإزالة كمية أكبر من مسببات تكونها قبل التطهير، وذلك بالتخثير المكثف، والادمصاص باستخدام حبيبات الكربون المنشط، أو الترشيح بالأغشية قبل التطهير. وفعالية إزالة هذه المسببات تعتمد على الموقع، وتتغير باختلاف ماء المصدر وتقنيات المعالجة.

وتستطيع أملاح الألمنيوم (الشب) والحديد (الحديدك) إزالة كميات مختلفة من المواد العضوية الطبيعية. ودرجة الحموضة المثالية في حالة استخدام الشب لإزالة المواد العضوية الطبيعية تتراوح بين 5.5 – 6.5. وتؤدي زيادة الشب إلى نقصان في درجة الحموضة ويمكن أن تسمح بالوصول إلى درجة الحموضة المثالية دون إضافة الحمض. أما إذا كانت قلوية الماء منخفضة جداً أو مرتفعة جداً فقد يلزم إضافة قاعدة أو حمض؛ للوصول إلى درجة الحموضة المثالية لتخثير المواد العضوية الطبيعية. ويمكن استخدام الكربون المنشط الحبيبي بعد الترشيح لإزالة كمية إضافية من المواد العضوية الطبيعية. وفي معظم الاستخدامات يلزم مدة تلامس أكثر من 20 دقيقة، مع تكرار عملية التنشيط كل شهرين أو ثلاثة (Singer, 1992). ومدة التلامس الطويلة واحتياجات التنشيط المتكرر، تجعل من الكربون المنشط الحبيبي بديلاً مكلفاً للمعالجة. وفي حالة ممارسة الكلورة القلبية، فإن الكلور يؤدي إلى أنقاص فعالية الكربون المنشط الحبيبي بسرعة. فإضافة مطهر إلى طبقات الكربون المنشط الحبيبي قد تؤدي إلى حصول تفاعلات معينة تؤدي إلى خروج المركبات الممتصة إلى الماء المعالج.

أظهر الترشيح بالأغشية فعالية في إزالة النواتج الجانبية لعملية التطهير في بعض الأحيان. وفي دراسات ريادية وجد أن الترشيح الفائق (UF)، الذي لا يسمح بمرور مواد وزنها الجزيئي أكبر من 100,000 دالتون، كان غير فعال في الحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. ولكن إذا كان تركيز أيون البروميد منخفضاً أو غير موجود في ماء المصدر، فإن الترشيح بأغشية النانو، التي لا تمرر المواد ذات الوزن الجزيئي 400 إلى 800 دالتون، يحد بفعالية من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير (Lain et al., 1993).

وقد لوحظ تكون تراكيز أعلى من البروموفورم في المياه التي تحوي أيون البروميد بعد كلورة الماء النافذ من الغشاء (مقارنة بالماء الخام). وهذا يحدث نتيجة الترشيح حيث تزال المواد العضوية الطبيعية، وبنفس الوقت تتركز أيونات البروميد في الماء النافذ (مقارنة مع الماء الخام). وقد كانت ثلاثي هالوجينوميثان الكلية أقل في الماء النافذ المكلور منه في الماء الخام المكلور. إلا أنه وبسبب إزاحة فصائل ثلاثي هالوجينوميثان أكثر باتجاه الأشكال المبرومة، فإن تراكيز البروموفورم كانت أعلى في الماء المعالج المكلور منها في الماء الخام المكلور. واستخدام أغشية نانو (200-300 دالتون) كان أكثر فعالية في الحد من تكون الأشكال المبرمة من ثلاثي هالوجينوميثان، ولكن المعالجة القلبية للمياه كانت ضرورية (Lain et al., 1993). ومن المحددات المهمة لاستخدام الأغشية، التخلص من المياه العادمة المالحة المتكونة، وتلف وتلوث الأغشية، وكلفة استبدال الأغشية، وزيادة استهلاك الطاقة. ويتطلب قانون النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPR) الصادر، التخثير المكثف كخطوة أولية في إزالة مسببات النواتج الجانبية لعملية التطهير. وبالإضافة إلى تحقيق مستويات الحدود القصوى للتلوث (MCL)، والحدود القصوى لمتبقيات المطهرات (MRDL)، فإن على بعض مزودي المياه أن يحققوا احتياجات المعالجة للحد من المواد العضوية (مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير) في الماء الخام، التي تتحد مع متبقيات المطهر؛ لتكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير. وعلى الأنظمة التي تستخدم المعالجة التقليدية أن تحد من مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، (مقاسة ككربون عضوي كلي TOC)، بتطبيق التخثير المكثف أو إزالة العسره المكثفة. وعلى النظام أن يزيل نسبة محددة من الكربون العضوي الكلي (مبنياً على جودة المياه الخام) قبل نقطة التطهير المستمر (الجدول 2-12). أما الأنظمة التي تستخدم الأوزون متبعاً بالترشيح البيولوجي النشط أو بثاني أكسيد الكلور فيجب أن تحقق احتياجات إزالة الكربون العضوي الكلي قبل إضافة مطهر متبق. والأنظمة القادرة على أنقاص الكربون العضوي الكلي بنسبة معينة حققت احتياجات تقنية المعالجة لقانون النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPR).

الجدول 2-12: احتياجات إزالة الكربون العضوي الكلي بالتخثير المكثف لأنظمة المياه السطحية* باستخدام المعالجة التقليدية** (النسبة المئوية للإزالة)

مصدر المياه	كربون العضوي الكلي	قلوية مياه المصدر ملغم CaCO_3 /لتر	مصدر المياه
ملغم/لتر	0-60	60-120	120***
>2.0-4.0	35.0	25.0	15.0
>4.0-8.0	45.0	35.0	25.0
>8.0	50.0	40.0	30.0

*تطبق في المحطات التي تعالج مياه جوفية تحت تأثير مياه سطحية.
 **الأنظمة التي تحقق أحد شروط 40CFR#141.135(a)(I)-(iv). لا تحتاج إلى التخثير المكثف.
 ***الأنظمة التي تمارس إزالة العسره بالترسيب يجب أن تحقق إزالة الكربون العضوي الكلي المبين في هذا العمود.

إذا لم يحقق النظام النسبة المئوية للتخفيض، فيجب أن يضع حداً أدنى لإزالة الكربون العضوي الكلي. وتقوم الجهة المسؤولة بالموافقة على الحد الأدنى البديل لإزالة الكربون العضوي الكلي، لهذا النظام على أساس العلاقة بين جرعة المخثر والكربون العضوي الكلي مبنياً على أساس الدراسات المخبرية أو الاختبارات الريادية. ويحدد التخثير المكثف جزئياً بجرعة المخثر، حيث يضاف الشب (أو كمية مكافئة من ملح الحديدك) على دفعات تساوي 10 ملغم/لتر لتعطي إزالة كربون عضوي كلي أقل من 0.3 ملغم/لتر.

3.3.3.2 اختيار استراتيجية التطهير

إضافة إلى تحسين جودة المياه الخام قبل التطهير، يمكن استخدام استراتيجيات بديلة للتطهير، للحد من النواتج الجانبية لعملية التطهير. وتتضمن هذه الاستراتيجيات ما يلي:

- استخدام مطهر إضافي أو مطهر بديل أو مؤكسد، مثل الكلورامين أو ثاني أكسيد الكلور والتي تنتج كميات أقل من النواتج الجانبية لعملية التطهير.
- نقل نقطة الكلور للانقاص من تكون ثلاثي هالوجينوميثانات الكلية، واستبدال الكلور كمؤكسد أولي، حيثما كانت هنالك ضرورة، بالكلورامين، ثاني أكسيد الكلور، أو بيرمنجنات البوتاسيوم.
- استخدام مطهرين مؤكسدين مختلفين في نقاط مختلفة في محطة المعالجة لتجنب تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير في المواقع التي توجد فيها مسببات النواتج الجانبية بكميات كبيرة.
- استخدام مسحوق الكربون المنشط لإزالة مسببات ثلاثي هالوجينوميثان أو خفض ثلاثي هالوجينوميثان الكلية TTHM موسمياً أو بصورة متقطعة.
- تعظيم إزالة مسببات لتكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.

4.3.2 معامل تركيز .مدة (م.ت)

يعد معامل (م.ت) من أهم العوامل التي نستطيع بها تحديد أو توقع فعالية إبادة الجراثيم لأي مطهر (Chick, 1908; Watson, 1908). ويعرف معامل م.ت بحاصل ضرب تركيز المطهر المتبقي بالملغم/لتر بمدة التلامس بالدقائق بين المطهر والماء.

وقد طورت وكالة حماية البيئة الأمريكية (EPA) قيم م.ت لتنشيط الجياردية والفيروسات، تحت قانون معالجة المياه السطحية. ويقارن الجدول 2-13 قيم م.ت لتنشيط الفيروسات باستخدام الكلور، وثاني أكسيد الكلور، والأوزون، والكلورامين، والأشعة فوق البنفسجية تحت ظروف محددة. ويبين الجدول 2-14 قيم م.ت لتنشيط حويصلات الجياردية باستخدام الكلور، والكلورامين، وثاني أكسيد الكلور والأوزون تحت ظروف محددة. وقيم م.ت المبينة في الجدول 2-13 و 2-14 مبينة على أساس درجة الحرارة للماء 15 م° ودرجة حموضة pH تتراوح بين 6 و 9. وقيم م.ت للتطهير بالكلور تقل بزيادة درجة الحموضة من 6 إلى 9. وبالتالي، فإن قيمة م.ت المحددة، التي تكون بتركيز منخفض ومدة أطول، أكثر فعالية من العكس (أي بتركيز عال ومدة قصير). وتزداد الفعالية لجميع المطهرات بارتفاع درجة الحرارة.

الجدول 2-13: قيم م.ت لتنشيط الفيروسات

المطهر	الوحدات	التنشيط		
		2-log	3-log	4-log
كلورين 1	ملغم. دقيقة /لتر	3	4	6
كلورامين 2	ملغم. دقيقة /لتر	643	1,067	1,491
ثاني أكسيد الكلور 3	ملغم. دقيقة /لتر	4.2	12.8	25.1
الأوزون		0.5	0.8	1.0
الأشعة فوق بنفسجية	مللي واط. ثانية/سم ²	21	36	غير متوافرة

قيم م.ت مستخلصة من (AWWA, 1991):

- القيم مبينة على أساس أن درجة الحرارة تساوي 15م°، ودرجة الحموضة بين 6-9 وتركيز الكلور الحر المتبقي 0.2 إلى 0.5 ملغم/لتر.
- القيم مبينة على أساس درجة حرارة 15م° ودرجة حموضة 8.
- القيم مبينة على أساس درجة حرارة 15م° ودرجة حموضة بين 6-9.

الجدول 2 – 14: قيم م.ت لتنشيط حويصلات الجياردية

المطهر	التنشيط					
	0.5-log	1-log	1.5-log	2-log	2.5-log	3-log
كلورين ¹	17	35	52	69	87	104
كلورامين ²	310	615	930	1,230	1,540	1,850
ثاني أكسيد الكربون ³	4	7.7	12	15	19	23
الأوزون	0.23	0.48	0.72	0.95	2.1	1.43

قيم م.ت مستخلصة من (AWWA, 1991):

- القيم مبينة على أساس أن درجة الحرارة تساوي 15م°، ودرجة الحموضة بين 6-9 وتركيز الكلور الحر المتبقي 0.2 إلى 0.5 ملغم/لتر.
- القيم مبينة على أساس درجة حرارة 15م° ودرجة حموضة 8.
- القيم مبينة على أساس درجة حرارة 15م° ودرجة حموضة بين 6-9.

4.2 تنشيط الفيروسات وتكون النواتج الجانبية للتطهير

يلخص الجدول 2-15 تأثيرات عوامل التطهير المختلفة على تنشيط الكائنات الممرضة وتكوّن النواتج الجانبية لعملية التطهير.

الجدول 2-15: ملخص لتأثيرات التطهير

معامل التطهير	التأثير المتوقع على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير	التأثير المتوقع على تثبيط الكائنات الممرضة
نوع المطهر	يعتمد على فعالية المطهر	يعتمد على فعالية التثبيط
تركيز المطهر	كلما ازداد التركيز، كلما زادت كميات المواد الجانبية لعملية التطهير	كلما ازداد التركيز، كانت عملية التطهير أسرع.
جرعة المطهر	زيادة الجرعة تؤدي في العادة إلى زيادة في سرعة تكون النواتج الجانبية	تزداد سرعة التطهير بزيادة الجرعة.
نوع الكائن الحي	لا يوجد	تختلف الاستجابة للمطهر حسب نوع مجموعة الكائنات الممرضة. وبشكل عام فإن الأولي أكثر مقاومة للمطهرات من الجراثيم والفيروسات.
مدة التلامس	زيادة مدة التلامس لنفس جرعة المطهر تزيد تكون المركبات الجانبية	زيادة مدة التلامس تؤدي إلى نقصان في الجرعة اللازمة لمستوى معين من التثبيط
درجة الحموضة	تأثير درجة الحموضة يتغير بالنواتج الجانبية لعملية التطهير. أنظر الجزء 2.3.2.3 لملخص قصير عن العلاقة بين درجة الحموضة وتكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.	قد تؤثر pH على صورة المطهر وبالتالي على فعاليته.
درجة الحرارة	زيادة درجة الحرارة تكون عادة مصحوبة بزيادة سرعة الأكسدة وبالتالي زيادة تكون النواتج الجانبية	زيادة درجة الحرارة تزيد من سرعة التطهير.
العكرة	زيادة العكر قد تكون مصحوبة بزيادة المواد العضوية الطبيعية، والتي تمثل زيادة في مسببات النواتج الجانبية لعملية التطهير مما يؤدي إلى زيادة في تكونها عند استخدام المطهر.	قد تحيط الجسيمات المسببة للعكر بالكائنات الممرضة وبالتالي تحميها من المطهرات.
المواد العضوية الذائبة	زيادة المواد العضوية الذائبة تمثل زيادة في مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير مما يؤدي إلى زيادة في تكونها عند إضافة المطهر	زيادة المواد العضوية الذائبة تتداخل مع عملية التطهير بزيادة الحاجة للمطهر وإنقاص الكمية المتوافرة منه لتثبيط الكائنات الممرضة.

5.2 الاحتياجات التشريعية لمتبقيات المطهر

من أهم ميزات المطهرات البديلة قدرتها على المحافظة على الجودة الميكروبية في نظام تزويد المياه. وقد تخدم متبقيات المطهر في المحافظة على عدم معاودة النمو في نظام التزويد (Snead et al., 1980)، ويتطلب قانون معالجة المياه السطحية أن يتم الترشيح والتطهير، للتأكد من أن المعالجة الكلية للنظام تصل إلى إزالة أو تثبيط مقداره 3 لوغاريتم لحويصلات الجياردية، و4 لوغاريتم في حالة الفيروسات. بالإضافة إلى ذلك، يجب أن تظهر عملية التطهير، بالرصد والتسجيل المستمر أن متبقي المطهر في الماء الداخل في نظام التزويد لا يقل عن 0.2 ملغم/لتر في أي حال من الأحوال لمدة لا تقل عن 4 ساعات.

لا يمكن استخدام بعض المطهرات البديلة المذكورة في هذا الدليل لتحقيق الاحتياجات المطلوبة في قانون معالجة المياه السطحية. فعلى سبيل المثال، إذا استخدم أي من الأوزون أو الضوء فوق البنفسجي في التطهير كمطهرات أولية، فيجب استخدام مطهر ثانوي مثل الكلور أو الكلورامين للحصول على متبقي في نظام التزويد.

ويستمر تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير في نظام التزويد كنتيجة للتفاعلات بين متبقيات المطهر والمواد العضوية الموجودة في الماء. وقد وجد (Koch et al., 1991) أنه باستخدام جرعة كلور مقدارها 3-4 ملغم/لتر، فإن تراكيز ثلاثي هالوجينوميثان THM وهالوحمض الأستيك HAA تزداد بسرعة خلال أول 24 ساعة. أما الهالوكيتونات فتقل في نظام التزويد.

وقد قيمَ (Nieminski et al., 1993) تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير في أنظمة تزويد محاكاة لمحطات المعالجة في يوتا Utah. ويتراوح تركيز متبقيات الكلور في الماء الجاهز بين 0.4-2.8 ملغم/لتر. وبشكل عام فقد ازدادت قيم ثلاثي هالوجينوميثان في دراسات نظام التزويد من 50 إلى 100% (يتراوح بين 30 إلى 200%) من قيمتها في المياه المتدفقة من المحطة، بعد مدة تلامس 24 ساعة. وتركيز ثلاثي هالوجينوميثان THM بعد 24 ساعة كان مساوياً لاحتمالية تكونه بعد 7 أيام. أما تراكيز هالوحمض الأستيك HAA بعد 7 أيام فكانت أحياناً أعلى، وأحياناً أقل من قيمها في نظام التزويد. وإذا استخدم الكلور كمطهر ثانوي، فيتوقع أن تزيد نسبة ثلاثي

هالوجينوميثان THM في الماء المتدفق من المحطة بنسبة 100%، أو أن يتم التخطيط للوصول إلى مستواه في نظام التزويد بعد 7 أيام.

6.2 ملخص للممارسات الوطنية الحالية في التطهير

تطهر معظم محطات معالجة المياه الماء قبل التزويد. وقد بين المسح الذي أجري على أنظمة مياه المجتمعات عام 1995 (USEPA, 1997a) أن 81% من أنظمة مياه المجتمعات توفر بعض أشكال المعالجة لجزء أو لكل مصادر المياه. وقد وجد في هذا المسح أيضاً أن جميع أنظمة المياه السطحية توفر بعض المعالجة لمياهها. وللأنظمة التي لا تقوم بأي معالجة، فإن 80% منها تعتمد على المياه الجوفية كمصدر وحيد للمياه.

والمطهرات/المؤكسدات الأكثر استخداماً هي: الكلور وثاني أكسيد الكلور والكلورامين والأوزون وبيرمنجنات البوتاسيوم. ويبين الجدول 2-16 تفاصيل استخدام الكيماويات كما ظهر في المسح. ويبين الجدول النسب المئوية للأنظمة التي تستخدم مادة كيميائية معينة كمطهر أو لأي هدف آخر. كما يبين الجدول أن الكلور هو الأكثر استخداماً في أنظمة تطهير المياه الجوفية والسطحية، وأن أكثر من 60% من أنظمة المعالجة تستخدم الكلور كمؤكسد وكمطهر. ومن ناحية أخرى، فإن البيرمنجنات تستخدم في عدد من الأنظمة ولكنها تستخدم بشكل رئيسي في الأكسدة أكثر منه في التطهير.

وللبيرمنجنات تأثير إيجابي على التطهير لأن البيرمنجنات، وبسبب كونها عامل مؤكسد قوي، تقلل الحاجة إلى الكيماويات المستخدمة في التطهير. ويستخدم الكلورامين في بعض الأنظمة ولكنه يستخدم عادة كمطهر بَعْدِي.

أجرى إتحاد الأوزون الدولي مسحاً على أنظمة الأوزون في الولايات المتحدة (IOA, 1997). وقد بين هذا المسح أنواع أنظمة الأوزون، وحجمها، والهدف من استخدام الأوزون، وسنة التشغيل. ويلخص الجدول 2-17 نتائج هذا المسح. وأكثر استخدامات الأوزون شيوعاً هي لأكسدة الحديد والمنغنيز، وللحد من الطعم والرائحة. وتستهلك أربعة وعشرون نظاماً من أنظمة الأوزون التي يبلغ عددها 158، الكربون المنشط الحبيبي بعد الأوزون. وبالإضافة إلى 158 من أنظمة الأوزون العاملة، بين المسح أن هنالك 19 نظاماً جديداً للأوزون تحت الإنشاء و30 نظاماً آخر في طور التصميم. وتتراوح سعة الأنظمة بين أقل من 25 جالون في اليوم إلى أكثر من 500 جالون في اليوم. ويملك حوالي نصف هذه الأنظمة سعة تتجاوز 1 مليون جالون في اليوم. وقد وجد (Rice et al., 1998). أنه واعتباراً من أيار لعام 1998، فإن 264 محطة معالجة مياه شرب في الولايات المتحدة تستخدم الأوزون.

الجدول 2-16: ممارسات التطهير في أنظمة المياه التي تحوي شكلاً من أشكال المعالجة.

المعالجة	عدد السكان المخدومين							
	Over	50,001 -	10,001 -	3,301 -	1,001 -	501 -	101-500	الإجمالي
	100,001	100,000	50,000	10,000	3,300	1,000	<100	
عدد الأنظمة الكلي	104	103	626	679	845	330	432	218
تطهير قبلي، أكسدة /إزالة عسره								
كلور	63.8%	57.1%	47.5%	58.6%	68.8%	66.3%	67.3%	73.9%
ثاني أكسيد الكلور	6.3	7.8	14.2	13.2	4.7	5.0	0	0
كلورامين	3.1	10.8	15.5	2.2	0	2.1	1.1	0
الأوزون	0.9	5.8	5.4	0	0.3	0	0	0
KMnO4	16.0	28.5	25.9	28.3	15.2	9.9	9.6	4.9
تطهير قبلي/أكسدة	3.5	4.3	5.1	9.2	0.6	2.9	2.0	0
إزالة عسره بالجير/كربونات الصوديوم	12.5	5.9	3.5	11.7	14.3	16.2	20.9	9.8
إعادة كربنه	1.9	6.3	0.6	4.7	2.1	0	0	0
تطهير بعدي								
كلور	67.5%	63.6%	73.8%	71.1%	77.9%	62.8%	80.6%	51.6%
ثاني أكسيد الكلور	1.6	11.2	5.9	4.9	0.3	0	0	0
كلورامين	8.1	24.2	29.4	15.6	2.1	2.9	0	0
تطهير بعدي بمطهرات مشتركة	3.0	1.6	1.9	3.9	4.0	2.1	0	0
عدد الأنظمة الكلي	56	120	1,094	3,352	4,422	4,443	10,367	9,042
تطهير قبلي، أكسدة /إزالة عسره								
كلور	63.9%	38.1%	36.2%	57.4%	60.6%	73.2%	56.7%	69.9%
ثاني أكسيد الكلور	0.3	0	3.1	0	0	0	0	1.3
الكلورامين	0.1	0.7	1.4	0	0	0	0	0
الأوزون	0	0.6	0	0	0	0	0	0
KMnO4	1.8	0	7.0	3.2	5.8	0.6	2.2	0.9
تطهير قبلي/أكسدة	0.7	0	0	2.6	1.0	0.7	0	0.5
إزالة العسره بالجير /كربونات الصوديوم	3.2	9.1	5.0	3.8	3.5	3.6	2.2	2.9
إعادة كربنه	0.6	1.1	2.8	1.5	1.4	0.6	0	0.5
تطهير بعدي								
كلور	31.0%	65.8%	59.5%	41.9%	42.5%	28.3%	32.5%	23.4%
ثاني أكسيد الكلور	0.4	0	0	0.6	0	0	0	1.0
الكلورامين	0.3	4.3	3.9	1.1	0.1	0	0	0
تطهير بعدي بمطهرات مشتركة	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0

المصدر: USEPA, 1997a

الجدول 2-17: استخدام الأوزون في محطات معالجة المياه في الولايات المتحدة

الهدف من استخدام الأوزون	عدد المحطات	% للمحطات
ضبط ثلاثي هالوجينوميثان	50	32
التطهير	63	40
حديد، منغنيز، ضبط الطعم والرائحة	92	58
المجموع	158	--

7.2 الكلور

مع أن الكلور ليس محور هذا الدليل، إلا أن هذا الجزء يعطي فكرة مختصرة عن استخدام الكلور في صناعة معالجة المياه، للمقارنة مع المطهرات البديلة التي ستناقش في هذا الدليل. وبما أن هناك مراجع ممتازة ومستفيضة عن استخدامات الكلور وإمكانيات أدائه، فإن تلخيص هذا الكم الهائل من المعلومات ليس عملياً ولا ضرورياً، أنظر على سبيل المثال في (White, 1992, Chlorine Institute, 1996; and Conell, 1996). وإحدى التطورات الحديثة للتطهير بالكلور هي استعمال مطهرات متعددة ومتفاعلة. وفي هذه التطبيقات، يستعمل الكلور مع مطهر آخر للحصول على فعالية تطهير أعلى أو للحد الفعال من تكون نواتج التطهير الجانبية، وسيغطي الفصل التاسع مناقشة مفصلة عن المطهرات المتعددة، بما فيها توليفات الكلور.

وكما ذكر سابقاً فإن مسح أنظمة مياه المجتمعات لعام 1995 (USEAP, 1997a) أشارت إلى أن معظم أنظمة المياه السطحية والجوفية في الولايات المتحدة تستعمل الكلور في التطهير.

وللكلور عدداً من الخصائص الهامة التي تساهم في استخدامه الواسع في صناعة معالجة المياه. وهذه أربع من الخصائص الأساسية للكلور:

- يثبط بفعالية مجموعة كبيرة من الكائنات الممرضة الشائع تواجدها في الماء.
- يترك متبقياً في الماء يمكن قياسه وضبطه بسهولة.
- إقتصادي.
- له سجل حافل في الإستعمال الناجح لتحسين عمليات معالجة المياه (على الرغم من المخاطر المصاحبة لاستخدام الكلور، والتفاعل معه، خاصة غاز الكلور، إلا أن سجل الأمان له ممتاز). غير أن هناك بعض المشاكل المتعلقة باستعمال الكلور والتي قد تؤثر على استعماله. إذ يتفاعل الكلور مع عدد من المواد العضوية الطبيعية والمواد غير العضوية في الماء لتكوين نواتج عملية تطهير غير مرغوب فيها.
- المخاطر المتعلقة باستعمال الكلور، خصوصاً غاز الكلور، تحتاج إلى معالجة خاصة وبرامج مجابهة.
- الجرعات العالية من الكلور، يمكن أن تسبب مشاكل الطعم والرائحة.

تستعمل الكلورة عادة في محطات معالجة المياه بشكل أساسي للتطهير. وبسبب كون الكلور عامل مؤكسد قوي، فقد وجد أنه يخدم أهداف أخرى مهمة في معالجة المياه مثل (White, 1992):

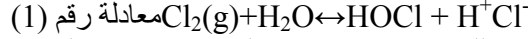
1. الحد من الطعم والرائحة.
2. منع نمو الطحالب.
3. المحافظة على وسط ترشيح صافي.
4. إزالة الحديد والمنغنيز.
5. تحطيم كبريتيد الهيدروجين.
6. تبيض بعض الألوان العضوية.
7. المحافظة على جودة المياه في نظام التزويد بالحد من نمو الطبقة اللزجة.
8. إعادة تأهيل والمحافظة على سعة خطوط المياه.
9. إعادة تأهيل سعة الابار، وتعقيم مصادر المياه.
10. تحسين التخثير بالسيليكا المنشطة.

1.7.2 كيمياء الكلور

يوجد الكلور المستخدم في التطهير بأحد الأشكال الثلاث: غاز الكلور، وهيبوكلوريت الصوديوم، وهيبوكلوريت الكالسيوم. وفيما يلي وصف مختصر عن كيمياء هذه المواد الثلاث:

1.1.7.2 غاز الكلور

يتميه غاز الكلور بسرعة في الماء لتكوين حمض الهيبوكلوروس (HOCl). والمعادلة التالية تمثل تفاعل التمييه:



ويلاحظ أن غصافة غاز الكلور للماء يخفض درجة الحموضة نتيجة لتكون أيون الهيدروجين. وحمض الهيبوكلوروس حمض ضعيف ($\text{pKa} = 7.5$) مما يعني أنه يتفكك بمقدار بسيط لتكوين أيونات الهيدروجين والهيبوكلوريت كما هو مبين في معادلة رقم (2):



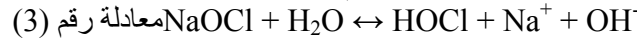
وعند درجة حموضة بين 6.5 و 8.5 يكون التفكك غير كامل وتكون الفصائل HOCl و OCl^- متواجده بتراكيز معينة (White, 1992). أما عند درجة حموضة أقل من 6.5، فلا يتفكك HOCl، بينما على درجة حموضة أعلى من 8.5، يحدث تفكك كامل للحمض لتكوين OCl^- . وبما أن تأثير إبادة الجراثيم لحمض HOCl أعلى بكثير منه لـ OCl^- ، فإنه يحدب إجراء الكلورة على درجة حموضة منخفضة.

2.1.7.2 الهيبوكلوريت

بالإضافة إلى غاز الكلور، يتواجد الكلور على شكل هيبوكلوريت كمحاليل مائية وكمادة صلبة جافة. وأكثر محاليل الهيبوكلوريت المائية شيوعاً هي هيبوكلوريت الصوديوم. أما الصورة الأكثر شيوعاً للهيبوكلوريت الصلب فهو هيبوكلوريت الكالسيوم (White, 1992).

هيبوكلوريت الصوديوم

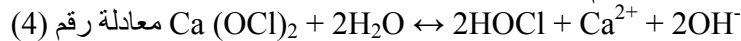
يتكون هيبوكلوريت الصوديوم عندما يذاب غاز الكلور في محلول هيدروكسيد الصوديوم. ويحوي محلول هيبوكلوريت الصوديوم عادة على 12.5% من الكلور المتوافر (White, 1992). إذ يحوي جالون واحد من محلول هيبوكلوريت الصوديوم الذي تركيزه 12.5% عادة ما يكافئ باونداً واحداً من الكلور. وتمثل المعادلة التالية التفاعل بين هيبوكلوريت الصوديوم والماء:



وتبين معادلة 3 أن إضافة هيبوكلوريت الصوديوم إلى الماء تكون حمض الهيبوكلوروس، كما في حالة تمييه غاز الكلور (معادلة 1). إلا أنه في حالة إضافة هيبوكلوريت الصوديوم إلى الماء ينتج أيون الهيدروكسيل، وليس كما في تمييه الكلور حيث ينتج H^+ ، مما يؤدي إلى إرتفاع درجة حموضة الماء. بالإضافة إلى ذلك فإن الفانض من هيدروكسيد الصوديوم يستخدم في صناعة هيبوكلوريت الصوديوم والتي تؤدي إلى إرتفاع آخر في درجة الحموضة.

هيبوكلوريت الكالسيوم

يتكون هيبوكلوريت الكالسيوم من الراسب الناتج من إذابة غاز الكلور في محلول أكسيد الكالسيوم (ماء الجير) وهيدروكسيد الصوديوم. ويحوي هيبوكلوريت الكالسيوم الحبيبي التجاري على 65% كلور متوافر. وتبين المعادلة 4 التفاعل بين هيبوكلوريت الكالسيوم والماء:



وتبين المعادلة 4 أن إضافة هيبوكلوريت الكالسيوم إلى الماء تنتج حمض الهيبوكلوروس، كما في حالة تمييه الكلور (معادلة 1). وكما في حالة هيبوكلوريت الصوديوم، فإن إضافة هيبوكلوريت الكالسيوم إلى الماء تنتج أيونات الهيدروكسيل والتي تؤدي إلى زيادة في درجة حموضة الماء.

2.7.2 توليد الكلور

أصبح توليد الكلور في الموقع عملياً، فأنظمة التوليد هذه والتي يستخدم فيها الملح ومصدر كهرباء، يمكن أن تصمم لتحقيق مواصفات التطهير والمتبقيات وللتشغيل دون رقابة في المواقع البعيدة. واعتبارات توليد الكلور تشمل الكلفة، تركيز المحلول الملحي المركز الناتج، وتوافر المواد الخام، واعتمادية الطريقة (AWWA and ASCE, 1997).

■ الكلور

يمكن توليد غاز الكلور بعدة طرق منها: التحليل الكهربائي لمحلول الملح القاعدي أو لحمض الهيدروكلوريك والتفاعل بين كلوريد الصوديوم وحمض النيتريك، أو أكسدة حمض الهيبوكلوروس.

يصنع حوالي 70% من الكلور المنتج في الولايات المتحدة بالتحليل الكهربائي لمحلول قلوي ملحي مركز في خلية غشائية (White, 1992). ولأن الكلور مركب ثابت، فهو ينتج عادة بمصنع كيميائي بعيداً عن الموقع. وبعد تصنيعه يعبأ كغاز مسال مضغوط لنقله إلى المواقع في قطارات أو صهاريج النقل أو في اسطوانات.

2.2.7.2 هيبوكلوريت الصوديوم

يمكن توليد محاليل هيبوكلوريت الصوديوم المخففة (أقل من 1%) في الموقع بالتحليل الكهربائي لمحلول قلوي مركز. وعادة ما يشار إلى محاليل هيبوكلوريت بالمبيض السائل. ويكون تركيز محاليل هيبوكلوريت ذات الدرجة الصناعية أو التجارية 10-16%. ويعتمد ثبات محلول هيبوكلوريت الصوديوم على تركيز هيبوكلوريت، ودرجة حرارة التخزين، وفترة التخزين، والشوائب الموجودة في المحلول، والتعرض للضوء. ويمكن أن يؤثر تفكك هيبوكلوريت بمرور الوقت على سرعة التغذية والجرعة. كما أنه يؤدي إلى تكون نواتج جانبية غير مرغوب بها مثل أيونات الكلوريت أو الكلورات (Gordon et al., 1995). وبسبب مشاكل التخزين، تبحث كثير من الأنظمة في إمكانية توليد هيبوكلوريت في الموقع بدلاً من شرائه من صانع أو من مورد (USEPA 1998b).

3.2.7.2 هيبوكلوريت الكالسيوم

لإنتاج هيبوكلوريت الكالسيوم يصنع حمض الهيبوكلوروس بإضافة أول أكسيد الكلور إلى الماء ومن ثم معادلته بماء الجير للحصول على محلول هيبوكلوريت الكالسيوم. وعند إزالة الماء من المحلول يبقى هيبوكلوريت الكالسيوم الحبيبي. وعادة ما يحوي المنتج النهائي حوالي 70% من الكلور المتوافر و 4-6% جير. ويجب أن يحظى تخزين هيبوكلوريت الكالسيوم باهتمام خاص. حيث يجب أن لا يخزن في مكان يتعرض فيه للحرارة أو أن يسمح له بالاتصال مع أي مادة عضوية يمكن أن تؤكسده بسهولة (USEPA, 1998b).

3.7.2 الإستعمالات الأولية ونقاط إضافة الكلور

1.3.7.2 الإستعمالات

يستعمل الكلور بشكل رئيسي في معالجة مياه الشرب للتطهير. إلا أن للكلور استخدامات أخرى لتحقيق أهداف أخرى لمعالجة المياه مثل، القضاء على الكائنات المزعجة، وأكسدة المركبات التي تسبب الطعم والرائحة، وأكسدة الحديد والمنغنيز، وإزالة اللون، وكما أنه يساعد على تسريع عمليات الترسيب والترشيح (White, 1992; Connel, 1996; Culp/Wesner/Culp, 1986). ويعطي الجدول 18-2 ملخصاً لاستخدامات الكلور وجرعاته.

الجدول 18-2 استخدامات الكلور وجرعاته

الاستخدام	الجرعة المعتادة	درجة الحموضة المثلى	مدة التفاعل	الفعالية	اعتبارات أخرى
الحديد	0.62 ملغم/لتر Fe	7.0	أقل من ساعة	جيد	
المنغنيز	0.77 ملغم/لتر Mn	8-7	1-3 ساعة	تفاعل بطيء	يزداد مدة التفاعل على درجات الحموضة المنخفضة
النمو البيولوجي	1-2 ملغم/لتر	8-6	لا تنطبق	جيد	تتكون نواتج جانبية
الطعم/الرائحة	متغيرة	8-6	متغيرة	متغيرة	تعتمد الفعالية على المركب
إزالة اللون	متغيرة	6.8-4.0	دقائق	جيد	تكون مركبات جانبية
الرخويات المخططة	2-5 ملغم/لتر 0.5-0.2 ملغم/لتر		تركيز الصدمة تركيز المحافظة على مستوى معين	جيد	تكون مركبات جانبية
المحارات الأسبوعية	0.5-0.3 ملغم/لتر		مستمر	جيد	تكون مركبات جانبية

2.3.7.2 نقاط الاستخدام

يضاف الكلور في محطات معالجة المياه السطحية التقليدية في العادة للكلورة القبلية، أما عند مأخذ المياه الخام أو عند الخلط السريع للكلور في مراحل متوسطة من المعالجة قبل المرشحات، أو للكلورة البعدية عند مرشح الماء الصافي، أو لإعادة الكلورة في نظام التزويد (Connel, 1996). ويلخص الجدول 19-2 الإستعمالات المعتادة ونقاط إضافة الكلور.

الجدول 2-19: نقاط اضافة الكلور المعتاده واستعمالاته

نقطة الاضافة	الاستخدامات المعتاده
مأخذ الماء الخام	الحد من الرخويات المخططة والمحارات الأسبوية، والحد من النمو البيولوجي.
الخلاط السريع (قبل الترسيب)	التطهير، وأكسدة الحديد والمنغنيز، والحد من الطعم والرائحة، وأكسدة كبريتيد الهيدروجين
مدخل المرشحات	التطهير، والحد من النمو البيولوجي في المرشحات، وأكسدة الحديد والمنغنيز، والحد من الطعم والرائحة، والحد من الطحالب، وإزالة اللون
مرشحات الماء الصافي	التطهير
نظام التزويد	المحافظة على متبقي من المطهر

3.3.7.2 الجرعات النموذجية

يبين الجدول 2-20 الجرعات النموذجية لأشكال الكلور المختلفة. والمدى الواسع لجرعات غاز الكلور تعكس غالباً استخدامه كمطهر وكمؤكسد. ومع أنه يمكن استعمال هيبوكلوريت الصوديوم وهيبوكلوريت الكالسيوم كمطهرات وكمؤكسدات، إلا أن كلفتها العالية تحد من استخدامها.

الجدول 2-20: جرعات الكلور النموذجية في محطات معالجة المياه

مدى الجرعات	
هيبوكلوريت الكالسيوم	0.5 – 5 ملغم/لتر
هيبوكلوريت الصوديوم	0.2 – 2 ملغم/لتر
غاز الكلور	1-16 ملغم/لتر

4.7.2 تثبيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير

1.4.7.2 آليات التثبيط

لقد أثبتت البحوث أن الكلور قادر على التسبب بالموت إذا لامس جدار الخلية أو كان قريباً منه. إضافة إلى أنه يؤثر على حمض ديوكسي النووي DNA. ففي الجراثيم وجد أن الكلور يؤثر سلباً على تنفس الخلية، وعلى الانتقال، ونشاط DNA (Haas and Engelbrecht, 1980).

وقد أوجدت الدراسات أن الكلور يؤدي إلى نقص فوري في استعمال الأكسجين في حالة كل من الأشريكية القولونية والبارابسيلوسيس كانديدا. كذلك أظهرت النتائج أن الكلور يدمر غشاء جدار الخلية، ويحفز التسريب من خلاله، كما أنه يخفض من مستويات بناء DNA في جراثيم الأشريكية القولونية، بارابسيلوسيس، والمايكوبلاكتريم فورتونيوم. كذلك أوجدت هذه الدراسة أن التثبيط بالكلور سريع ولا يسمح بتكاثر الجراثيم (Haas and Engelbrecht, 1980). وتستنتج هذه الدراسات حدوث طفرات في آليات التثبيط الرئيسية لأن هذه الآليات تحتاج على الأقل لجيل جديد حتى يحصل التثبيط.

2.4.7.2 التأثيرات البيئية

يؤثر عدد من العوامل البيئية على فعالية التثبيط بالكلور، منها درجة حرارة الماء، ودرجة الحموضة pH ومدة التلامس والخلط والعكره والمواد المتداخلة وتركيز الكلور المتوافر. وبشكل عام، فإنه يمكن الوصول إلى مستويات عالية من تثبيط الكائنات الممرضة بالمحافظة على متبقيات من الكلور ومدة تلامس طويلة على درجة حرارة الماء، والخلط الجيد، مصحوباً بدرجة حموضة منخفضة وعكر منخفض وعدم وجود مواد متداخلة. ومن العوامل البيئية فإن درجة الحموضة ودرجة الحرارة لها التأثير الأكبر على تثبيط الكائنات الممرضة بواسطة الكلور، وفيما يلي شرح عن تأثير درجة الحموضة ودرجة الحرارة على تثبيط الكائنات الممرضة.

درجة الحموضة pH

يؤثر حمض الهيبوكلوروس (HOCl) بدرجة أعلى على إبادة الجراثيم من أيون الهيبوكلوريت (OCl⁻). ويعتمد توزيع فصائل الكلور بين HOCl و OCl⁻ على درجة الحموضة، كما ذكر سابقاً. ولأن HOCl تسود على درجات حموضة منخفضة، فإن الكلورة تكون أكثر فعالية على درجة حموضة منخفضة. بينما على درجة حموضة مرتفعة تسود OCl⁻، مما يقلل من فعالية التطهير. وفعالية التثبيط لغاز الكلور والهيبوكلوريت متساوية على نفس درجة الحموضة بعد إضافة الكلور. إلا أنه يجب ملاحظة أن إضافة غاز الكلور سيخفض من درجة الحموضة (أنظر معادلة 1) بينما إضافة الهيبوكلوريت ترفعها (أنظر معادلة 3 ومعادلة 4). لذلك إذا لم تعدل درجة الحموضة للمحافظة على قيمة ثابتة لها في الماء المعالج، فإن فعالية غاز الكلور في التطهير أعلى من فعالية الهيبوكلوريت.

وقد ثبت تأثير درجة الحموضة على التطهير بالكلور في دراسات ميدانية. فعلى سبيل المثال، وجد في دراسة تثبيط للفيروسات أنه يلزم مدة تلامس أطول بمقدار 50% على درجة حموضة 7 منه على درجة حموضة 6 للوصول إلى نفس مستويات التثبيط. كذلك بينت هذه الدراسات أن الزيادة في درجة الحموضة من 7.0 إلى 8.8 أو 9.0 تحتاج إلى مدة تلامس أطول بست مرات للحصول على نفس مستوى التثبيط للفيروسات (Culp and Culp, 1974). ومع أن هذه الدراسات بينت أن التثبيط يزداد بازدياد درجة الحموضة، إلا أن بعض الدراسات الأخرى بينت عكس ذلك. وأظهرت دراسة أجريت عام 1972 أن الفيروسات حساسة أكثر للكلور الحر على درجة حموضة مرتفعة منها على درجة حموضة منخفضة (Scarpino et al., 1972).

درجة الحرارة

يزداد تثبيط الكائنات الممرضة بارتفاع درجة الحرارة عن تلك المعمول بها في معالجة مياه الشرب. وقد وجد في دراسات على الفيروسات أن مدة التلامس يجب أن تزداد إلى الضعف أو الثلاثة أضعاف للحصول على نفس مستوى التثبيط إذا انخفضت درجة الحرارة بمقدار 15°م (Clark et al., 1962).

3.4.7.2 فعالية التطهير

منذ أن أدخل الكلور، أجريت العديد من الدراسات لتحديد فعالية في إبادة الجراثيم. ومع أن هنالك فروقات كبيرة بين حساسية الكائنات الممرضة تجاه الكلور، إلا أن الترتيب العام لزيادة صعوبة التطهير بالكلور هو: الجراثيم، الفيروسات ثم الأولي.

تثبيط الجراثيم:

وجد أن الكلور شديد الفعالية في تثبيط الجراثيم. وقد أجريت دراسة عام 1940 عن مستويات التثبيط كمتغير مع المدة لكل من الأشريكية القولونية، وبسودوموناسو إيروجينوزا، وسالمونيلا التيفية و*زحار الشيجيلا* (Butterfield et al., 1943 et al., 1943).

أثبتت الدراسات أن HOCl أكثر فعالية من OCl^- في تثبيط الجراثيم، وتم تأكيد ذلك من قبل عدد من الباحثين الذين استنتجوا أن فعالية HOCl أكثر بمقدار 70 إلى 80 مره من فعالية OCl^- في تثبيط الجراثيم (Culp, 1986). (Wesner/Culp, 1986).

تثبيط الفيروسات:

وجد أن الكلور ذو فعالية عالية كمبيد للفيروسات. وقد أجريت دراسة مستفيضة على الفيروسات عام 1971 على مياه معالجة من مصب نهر بوتوم (Liu et al., 1971)، حيث أجريت الفحوصات لإيجاد مقاومة 20 الفيروس معوية للكلور الحر تحت ظروف ثابتة (0.3 ملغم/لتر كلور حر ودرجة حموضة 7.8 ودرجة حرارة 2°م).

وقد وجد في هذه الدراسة أن أقل الفيروسات مقاومة هو الريو فيروس، والذي احتاج إلى 2.7 دقيقة للوصول إلى تثبيط 99.9% (إزالة لوجاريتمات)، وأن أكثر الفيروسات مقاومة هو الفيروس السنجابية، الذي احتاج إلى أكثر من 60 دقيقة لتثبيط مقداره 99.99%. وجميع قيم م.ت التي لزم للوصول إلى تثبيط مقداره 99.99% للعشرين الفيروس كانت تتراوح بين 1.4 إلى أكثر من 30 ملغم دقيقة/لتر.

وقد أجريت دراسات مخبرية وميدانية عن مقاومة أنواع من الفيروسات للكلور (AWWA, 1979). وأجريت إختبارات التثبيط في هذه الدراسة على تركيز كلور حر متبق مقداره 0.4 ملغم/لتر، درجة حموضة 7.0، درجة حرارة 5°م، ومدة تلامس، 10، 100، و 1000 دقيقة. وبينت نتائج الاختبارات أن نوعين اثنين من الفيروسات السنجابية وصلت إلى تثبيط قيمة 99.99% بعد 10 دقائق (م.ت = 4 ملغم. دقيقة/لتر)، ستة من أنواع الفيروسات السنجابية، احتاجت إلى 100 دقيقة (م.ت = 40 ملغم دقيقة/لتر)، و 11 من 12 من أنواع الفيروسات السنجابية وواحدة من فيروسات كوكساي (12 من 20 الفيروس) حققت تثبيطاً مقداره 99.99% بعد 1000 دقيقة (م.ت = 400 ملغم. دقيقة/لتر).

تثبيط الأولي

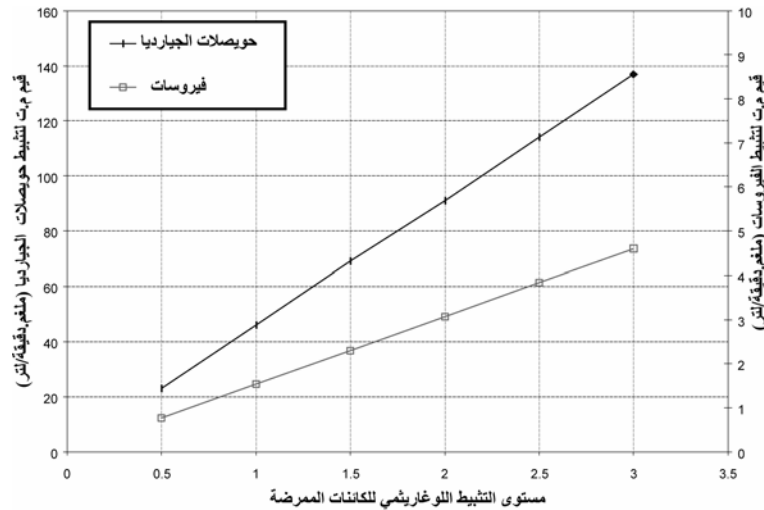
وجد أن فعالية الكلور في تثبيط الأولي محدودة. فقد أظهرت البيانات التي جمعت عام 1984 أن مقاومة حويصلات الجياردية أعلى 100 مرة من مقاومة الفيروسات المعوية و 1000 مرة أعلى من الجراثيم المعوية (Hoff et al., 1984). وتم تقدير احتياجات م.ت لتثبيط حويصلات الجياردية عند استخدام الكلور كمطهر على درجات حموضة مختلفة ودرجات حرارة مختلفة (AWWA, 1991)، حيث وجد أن قيم (م.ت) تزداد على درجات الحرارة المنخفضة ودرجات الحموضة المرتفعة (أنظر جدول 2-13).

كذلك وجد أن للكلور تأثير بسيط على الحويصلات الأنثوية للكريبتوسبورديوم عند استخدامه بجرعات منخفضة نسبياً كتلك المستخدمة في معالجة المياه (مثلاً 5 ملغم/لتر). وقد تم التوصل إلى إزالة كريبتوسبورديوم مقدارها 40% (0.2 لوغاريتم) على قيم م.ت 30 و 3,000 ملغم/لتر (etal.,1994 Finch). وفي دراسة أخرى لم يشاهد عملياً أي تثبيط عندما عرضت الحويصلات الأنثوية للكلور الحر بتركيز تتراوح بين 5-80 ملغم/لتر على درجة حموضة 8، ودرجة حرارة 22م، ومدد تلامس تتراوح بين 48-245 دقيقة (Gyurek et al.,1996). وتراوح قيم م.ت اللازمة بين 3,000 إلى 4,000 ملغم. دقيقة/لتر للحصول على تثبيط للكريبتوسبورديوم مقداره 1 لوغاريتم على درجة حموضة 6.0 ودرجة حرارة 22م. وفي هذه الدراسة تمت محاولة واحدة لتعريض الحويصلات الأنثوية لتراكيز كلور مقدارها 80 ملغم/لتر من الكلور الحر لمدة 120 دقيقة، ووجد أن ذلك يحقق تثبيط مقداره 3 لوغاريتم.

4.4.7.2 منحنيات مدة تركيز (م.ت)

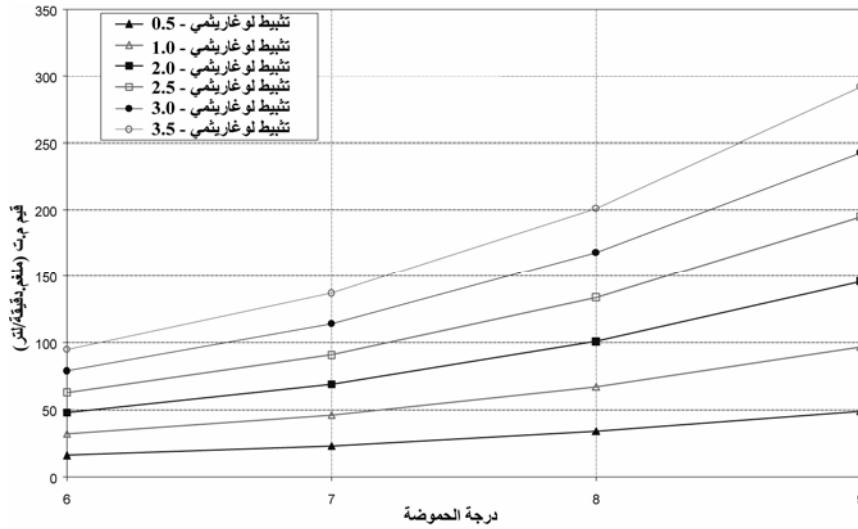
يعد الكلور مطهر قوي وفعال في تثبيط الجراثيم والفيروسات، وتحت بعض الظروف، الجياردية. وبما أن فعالية الكلور، لتثبيط الفيروسات عالية جداً، فإن قيم م.ت تحدد دائماً بنسبة الأوالي. فمثلاً، الشكل 1.2 يبين قيم م.ت اللازمة للوصول إلى إزالة 0.5-3 لوغاريتم من الفيروسات والجياردية (AWWA,1991).

وكما هو مبين، فإن قيم م.ت اللازمة للوصول إلى فعالية التطهير الموصى بها لأنظمة الترشيح التقليدية (أي 0.5 لوغاريتم لحويصلات الجياردية و2 لوغاريتم لتثبيط الفيروسات) تساوي 23 و3 ملغم/لتر على التوالي.

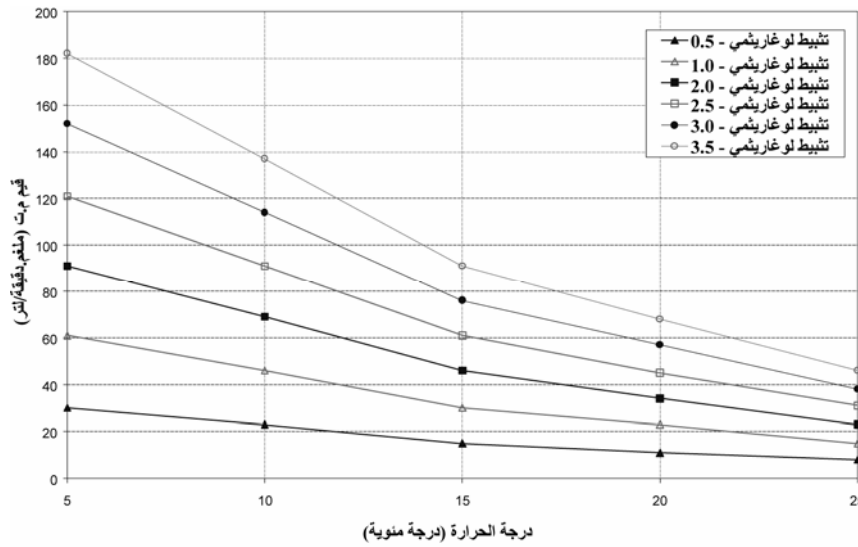


الشكل 1-2: احتياجات م.ت من الكلور الحر للجياردية والفيروسات

وقيم م.ت لتثبيط الجياردية على درجات حموضة ودرجات حرارة مختلفة عندما تكون جرعة الكلور 3.0 ملغم/لتر مبيئة في الأشكال 2-2 و 2-3. وكما هو مبين فإن فعالية التثبيط بالكلور الحر تنقص بزيادة درجة الحموضة أو نقصان درجة الحرارة. وقد اعتمد في تقدير قيم م.ت لتثبيط بين 0.5 - 3 لوغاريتم على درجات حرارة 0.5 و 5 م على نموذج متضاعف، وتطبيق حركات التفاعل من الدرجة الأولى على مستوى ثقة علوي مقداره 99% من 99.99% من قيم م.ت. وقد قدرت قيم م.ت على درجات حرارة أعلى من 5 م بافتراض نقصان بمقدار 100 مرة في قيمتها لكل نقصان في درجة الحرارة مقداره 10 م.



الشكل 2-2: قيم م.ت لتثبيط حويصلات الجياردية بالكlor الحر على 10م (جرعة الكلور 3.0 ملغم/لتر)



الشكل 2-3: قيم م.ت لتثبيط حويصلات الجياردية بالكlor الحر على 7 درجة حموضة 3.0 ملغم/لتر

5.7.2 تكوين وضبط نواتج التطهير الجانبية

1.5.7.2 تكوين نواتج التطهير الجانبية

تتكون المواد العضوية المهلجنة عندما تتفاعل المواد العضوية الطبيعية مع الكلور الحر أو البروم الحر. ويضاف الكلور الحر عادة إلى الماء مباشرة كمطهر أولي أو ثانوي، ويتكون البروم الحر من أكسدة الكلور لأيون البروميد في مياه المصدر. تتضمن العوامل التي تؤثر على تكون النواتج الجانبية المهلجنة لعملية التطهير نوع وتركيز المواد العضوية (الطبيعية)، وصورة الكلور وجرعته، والمدة، وتركيز أيون البروميد، ودرجة الحموضة، وتركيز النيتروجين العضوي، ودرجة الحرارة. ويؤثر النيتروجين العضوي بصورة كبيرة على تكون نواتج جانبية نيتروجينية لعملية التطهير، منها هالو أسيتونيترايل، وهالوبكربين، وهاليدات السيانوجين (Reckow et al., 1990; Hoigne and Bader, 1988).

يرتبط تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير ارتباطاً شديداً بالكربون العضوي الكلي في نقطة التطهير. كذلك يرتبط تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بكمية الكلور المستهلكة (Singer, 2019). وقد وجد (Stevens, 1989) أن ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية تتكون على درجة حموضة عالية (9.4) بكميات أكبر منها على درجات حموضة منخفضة (5)، بينما لم يظهر حمض هالو الأسيتيك HAA أي اتجاه كمتغير مع درجة الحموضة. وقد بين مسح أجرى على 35 محطة مياه في كاليفورنيا (Krausner et al., 1989) أن وسيط تراكيز ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHM وحمض هالو الأسيتيك HAA كان 39 و 19 ميكروغرام/لتر، (أي أن THM المتكونة كانت أكبر من HAA). إلا أن دراسة لاحقة أجريت من قبل (Singer et al., 1995) وجدت العكس

صحيحاً حيث تكونت كميات HAA أكثر من THM في مياه محطات نورث كارولينا. وقد عزي السبب في هذا التغير إلى درجة الحموضة الأقل، والفروقات بين تركيز الكربون العضوي الكلي وأيون البروميد في مياه نورث كارولينا.

وقد بين (Pourmoghdas et al., 1993) أن ثلاثي هالوجينوميثان وحمض هالو الأستيك المبروم وخليط من هذه النواتج المبرومة/المكلورة تتكون عند استخدام الكلور بوجود البروميد.

وتحديد وجود ثلاثي هالوجينوميثان وحمض هالو الأستيك مهم بسبب وضع حدود تشريعية لكلتا المجموعتين من المركبات. لذلك قد تجد بعض محطات معالجة المياه أن ممارسات الكلورة لديها تؤدي إلى تكون ثلاثي هالوجينوميثان، بينما البعض الآخر سيجد أن حمض هالو الأستيك يحد من استعمال الكلور.

ويتغير توزيع ثلاثي هالوجينوميثان وحمض هالو الأستيك مع الكربون العضوي الكلي وتركيز أيون البروميد في الماء، ودرجة الحموضة أثناء الكلورة. ويجب ملاحظة أن الكلورايت تتكون كناتج جانبي عند تفكك الهيبوكلوريت أثناء تخزينها.

2.5.7.2 الحد من نواتج التطهير الجانبية

يمكن الحد من نواتج التطهير الجانبية بطرق متعددة، منها إزالة مسببات تكون هذه المواد، وتعديل استراتيجية الكلورة، وتغيير المطهرات، أو إزالة النواتج الجانبية لعملية التطهير نفسها. وبسبب صعوبة إزالة هذه المواد إذا تكونت، فاستراتيجيات الحد من تكونها تركز على الطرق الثلاث الأولى.

وقد أظهرت الدراسات أن إزالة مسببات تكون ثلاثي هالوجينوميثان الكلية TTHM تزيل احتمالية تكون النواتج الجانبية الأخرى لعملية التطهير. وبشكل عام، فإن تكون هذه النواتج الكلية يقل كلما زادت إزالة الكربون العضوي الكلي TOC. وقد أوجدت الأبحاث الحديثة أن نقل نقطة الكلورة في عملية المعالجة قد تقلل من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.

وقد لخص (Summers et al., 1997) نتائج أربع دراسات قيمت تأثير المعالجة القبلية على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. وقد أجريت فحوصات مخبرية لمحاكاة معالجة المياه بالخلط السريع والتخثير والتندف والترسيب. وتمت إضافة الكلور في أماكن متعددة أثناء الفحص المخبري لمحاكاة تأثير نقطة إضافة الكلور على تكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير. وأظهرت النتائج بوضوح مزايا تأخير نقطة الكلورة إلى نهاية خط المعالجة للاستفادة من ميزة إزالة مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، من خلال عمليات التندف، والترسيب الأولية. ويخلص الجدول 2-21 نتائج هذه الدراسة.

الجدول 2-21: النسبة المئوية لخفض تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بنقل الكلورة إلى نقطة متأخرة في خط المعالجة

نقطة الكلورة	TTHM (%) الخط المرجعي	TTHM (%) بالتخثير المكثف	HAA5 (%) خط مرجعي	HAA5 (%) بالتخثير المكثف
خلط قبلي سريع	مرجعي	17	مرجعي	4.7
خلط بعدي سريع	1.6	21	5.3	21
أثناء الترسيب	8.7	36	14	36
بعد الترسيب	21	48	35	61

الخط المرجعي: جرعة المخثر (النسب) لإزالة مثلى للعكر (~30 ملغم/لتر).
الزيادة: جرعة المخثر الزائدة لإزالة مثلى للكربون العضوي الكلي (~52 ملغم/لتر).

يبين الجدول 2-21 ميزة التخثير المكثف في إنقاص تكون النواتج الجانبية لعملية التخثير. وإنقاص ثلاثي هالوجينوميثان بمقدار 21% بنقل نقطة الكلورة إلى ما بعد الترسيب أصبح أكثر من الضعف بالتخثير المكثف. أما إزالة حمض هالو أستيك فتزداد من 45 إلى 61% بالتخثير المكثف والكلورة بعد الترسيب. كذلك فإن الحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير باختيار المكان الأفضل والظروف المثلى للإضافة مصحوباً بإزالة مكثفه لمسببات تكون هذه النواتج قد ينقص منها إلى حد كبير وبكلفة إضافية منخفضة. وقد اقترح (White 1992) أن أهداف المعالجة القبلية يجب أن تتضمن:

- تعظيم إزالة مسببات تكون ثلاثي هالوجينوميثان.
- إنقاص تركيز الأمونيا - N إلى 0.1 ملغم/لتر.
- إنقاص تركيز النيتروجين العضوي إلى 0.05 ملغم/لتر.

- تحديد الحاجة للكلور في فترة 15 دقيقة إلى 0.5 ملغم/لتر.

ويجب أن تحسن هذه الإرشادات من جودة المياه الخام بصورة كافية لتسمح باستخدام عملية الكلور الحر المتبقى دون تجاوز الحدود القصوى للملوثات التي وضعتها وكالة حماية البيئة الأمريكية لثلاثي هالوجينوميثانات الكلية.

6.7.2 اعتبارات تشغيلية

1.6.7.2 طرق إضافة الكلور

يمكن استخدام عدة طرق للإضافة اعتماداً على شكل الكلور المستخدم. وتصف الفقرات التالية طرق الإضافة المعتادة للكلور وهيبوكلوريت الصوديوم، وهيبوكلوريت الكالسيوم.

الكلور

يتبخّر الكلور السائل عادة إلى الكلور الغازي قبل معايرته. ويمكن توفير الحرارة اللازمة للتبخير إما باستخدام مبخر الكلور السائل أو باستخدام الحرارة الطبيعية على وعاء التخزين. وبمجرد تحول الكلور السائل المضغوط إلى بخار، يغذى عادة تحت ظروف ضغط منخفض. والضغط المنخفض اللازم (الفراغ) يمكن خلقه إما باستخدام حاقنه أو خلط مفرغ. ويستعمل الحاقن الماء الجاري خلال أنبوب فنتوري لسحب غاز الكلور إلى مجرى جانبي للماء الناقل لتكوين محلول الكلور المركز. ويدخل هذا المحلول بعد ذلك إلى الماء من خلال ناشرة، أو يخلط بخلط ميكانيكي. والخلط المفرغ يستعمل القوى الحركية للخلط لخلق فراغ ويسحب غاز الكلور مباشرة إلى الماء.

هيبوكلوريت الصوديوم

يتفكك هيبوكلوريت الصوديوم بمرور الوقت. فمثلاً يتفكك محلول الهيبوكلوريت ذو التركيز 12.5% إلى 10% في 30 يوماً تحت أحسن الأحوال (White, 1992)، وتزداد سرعة التفكك بارتفاع درجة الحرارة، والتعرض للضوء، والتلامس مع المعادن (Connell, 1996).

ويضاف محلول هيبوكلوريت الصوديوم إلى الماء باستخدام مضخة معايرة. وكما في حالة محلول الكلور، يخلط هيبوكلوريت الصوديوم مع الماء إما باستخدام خلط ميكانيكي أو خلط مفرغ. وفي العادة لا يخفف محلول هيبوكلوريت الصوديوم قبل الخلط للحد من مشاكل التكلس.

هيبوكلوريت الكالسيوم

يحتوي هيبوكلوريت الكالسيوم التجاري ذو الجودة العالية على 70% من الكلور المتاح على الأقل (USEPA, 1991). وتحت ظروف التخزين العادية يفقد هيبوكلوريت الكالسيوم 3-5% من الكلور المتاح في السنة (AWWA and ASCE, 1997). ويمكن الحصول على هيبوكلوريت الكالسيوم كمسحوق، حبيبات أو أقراص مضغوطة (USEPA, 1991). ويحضر محلول هيبوكلوريت الكالسيوم عادة بخلط هيبوكلوريت الكالسيوم المسحوق أو الحبيبي مع قليل من الماء الجاري. وبعدها يمرر إلى مجرى ماء الشرب بتدفقات معينة.

2.6.7.2 اعتبارات التعامل والأمان

الكلور

غاز الكلور عامل مؤكسد قوي. وتصنف دائرة النقل في الولايات المتحدة الكلور كغاز سام (Connell, 1996). وتنظم كودات الحرائق خزن واستعمال الكلور. بالإضافة إلى ذلك، فإن المحطات التي تخزن أكثر من 2500 باوند من الكلور يجب أن تخضع لبرنامجي السلامة التاليين:

- مواصفات إدارة سلامة العمليات والتي تنظمها إدارة الصحة وسلامة العمل تحت قانون 29CFR1910.
- قانون برنامج إدارة المخاطر والذي يدار من قبل وكالة حماية البيئة تحت بند 1128 من قانون الهواء النقي.

ويجب أن تؤخذ جميع هذه التشريعات (إضافة إلى الأنظمة والتشريعات المحلية وعلى مستوى الولاية) بعين الاعتبار عند تصميم وتشغيل وحدات الكلورة في محطات معالجة المياه.

هيبوكلوريت الصوديوم

محلول هيبوكلوريت الصوديوم سائل أقال تبلغ درجة حموضته 12 (AWWA, 1990). لذلك تتخذ في العادة احتياطات التعامل مع مثل هذه المواد الأكالة لتجنب تلامسها مع المعادن بما فيها الفولاذ الذي لا يصدأ.

ويمكن أن تحتوي محاليل هيبوكلوريت على كلورات. وتتكون الكلورات أثناء تصنيع وخزن هيبوكلوريت الصوديوم (والناتج عن تفكك المنتج). ويمكن تقليلص تكون الكلورات بإنقاص تفكك هيبوكلورات الصوديوم (Gilbert et al., 1995) بتجديد مدة التخزين وتجنب الحرارة المرتفعة وتجنب التعرض للضوء.

ويجب توفير احتياطات لاحتواء المحلول المراق من تنكات خزن هيبوكلوريت الصوديوم. وعادة ما تتضمن منشآت الإحتواء هذه على حاويات تتسع لكمية تعادل حجم أكبر خزان (مع الإحتياط لوجود حيز إضافي يتسع لكميات من الأمطار ورشاشات الإطفاء).

وإضافة إلى ذلك يجب ضبط المصارف الأرضية وتوفير مناطق حاويات منفصلة للكيمائيات غير المتجانسة.

هيبوكلوريت الكالسيوم

هيبوكلوريت الكالسيوم عامل مؤكسد وبالتالي يجب خزنها منفصلة عن المواد العضوية القابلة للأكسدة. كما أنها يجب أن تخزن بعيداً عن مصادر الحرارة. وقد تسبب هيبوكلوريت الكالسيوم- المخزون بطريقة غير سليمة - الاشتعال التلقائي للحرائق.

8.2 ملخص

1.8.2 مزايا وسلبيات استخدام الكلور

تعطي القائمة التالية مزايا وسلبيات مختاره لاستخدام الكلور كطريقة تطهير لمياه الشرب (Masschlein, 1992; Process Application Inc., 1992). وبسبب الاختلافات الكبيرة في حجم الأنظمة وجودة المياه والجرعات المستخدمة، فإن بعض هذه المزايا والسلبيات قد لا تنطبق على نظام معين.

المزايا

- يؤكسد الحديد، و المنغنيز والكبريتيد الذائبة.
- يساعد في إزالة اللون.
- يساعد في التخلص من الطعم والرائحة.
- قد يساعد في التخثير والترشيح لجسيمات الملوثات.
- مبيد بيولوجي فعال.
- أسهل طريقة للتطهير وأقلها كلفة، بغض النظر عن حجم النظام.
- أكثر طرق التطهير استخداماً ، وبالتالي معرفتنا عنها هي الأفضل.
- متوافره كهيبوكلوريت الكالسيوم والصوديوم. واستخدام هذه المحاليل له ميزات أكثر في الأنظمة الصغيرة من الكلور الغازي لأنها أسهل استخداماً وأكثر أماناً وتحتاج إلى معدات أقل مقارنة بغاز الكلور.
- توفر متبقياً في شبكات التزويد.

السلبيات

- قد يتسبب الكلور في إفساد التخثير/الترشيح للمواد العضوية الذائبة.
- تكون نواتج جانبية مهلجنة.
- قد يعاني الماء الجاهز من مشاكل الطعم والرائحة، اعتماداً على جودة الماء والجرعة.
- الكلور غاز ضار وأكال.
- قد يحتاج غاز الكلور إلى معدات خاصة لاحتواء التسرب وإزالته.
- في العادة تكون هيبوكلوريت الصوديوم وهيبوكلوريت الكالسيوم أعلى ثمناً من غاز الكلور.
- يتحلل هيبوكلوريت الصوديوم بمرور الوقت وعند تعرضه للضوء.
- هيبوكلوريت الصوديوم مادة كيميائية أكالة.
- يجب خزن هيبوكلوريت الكالسيوم في مكان بارد وجاف يسبب تفاعلها مع الرطوبة والحرارة.
- قد يتكون راسب في محاليل هيبوكلوريت الكالسيوم بسبب الشوائب، لذا يجب إضافة مادة كيميائية مزيلة ضد التكلس.
- محاليل الهيبوكلوريت ذات التراكيز العالية غير ثابتة وتنتج الكلورات كناتج جانبي.
- أقل فعالية على درجة حموضة عالية.

- تكون نواتج جانبية تحتوى على أكسجين وهذه النواتج تتفكك بيولوجياً وقد تساعد لاحقاً على النمو البيولوجي إذا لم يحافظ على متبقي من الكلور.
- تحرير المكونات المرتبطة بنظام التزويد (مثل الأرسينيك)، وذلك بتغيير حالة التأكسد والاختزال.

2.8.2. جدول ملخص

يعطى الجدول 2-22 ملخصاً عن الاعتبارات المتعلقة باستخدام الكلور كمطهر.

الجدول 2-22: ملخص عن التطهير بالكلور

الوصف	الاعتبارات
يمكن الكلورة باستعمال غاز الكلور أو أي مركبات مكلورة أخرى والتي تكون سائله أو صلبة، ويمكن توليد غاز الكلور بعدة طرق منها: التحليل الكهربائي لمحلول قلوي مركز أو حمض الهيدروكلوريك، التفاعل بين كلوريد الصوديوم وحمض النيتريك، أكسدة حمض الهيدروكلوريك، وبما أن الكلور مركب ثابت، فيصنع غاز الكلور، وهيبوكلوريت الصوديوم، وهيبوكلوريت الكالسيوم عادةً بعيداً عن الموقع من قبل مصنع كيماويات.	التوليد
الاستخدام الأولي للكلورة هو التطهير. ويعمل الكلور أيضاً كعامل مؤكسد للحد من الطعم والرائحة، ومنع نمو الطحالب، والمحافظة على سطح ترشيح صافي، وإزالة الحديد والمنغنيز، وتحطيم كبريتيد الهيدروجين، وإزالة اللون، والمحافظة على جودة المياه في أنظمة التوزيع وتحسين التخثير.	الإستخدامات الأولية
الترتيب العام لزيادة صعوبة التطهير بالكلور هي الجراثيم، والفيروسات، ومن ثم الأولي. والكلور مطهر فعال جداً لتثبيط الجراثيم كما أنه مبيد فعال للفيروسات، إلا أنه أقل فعالية تجاه حويصلات الجياردية. وحويصلات خفية الأبواغ الأنثوية شديدة المقاومة للكلور.	فعالية التثبيط
عند إضافته إلى الماء، يتفاعل الكلور مع المركبات العضوية الطبيعية والبروميد لتكوين نواتج جانبية لعملية التطهير، وبشكل أساسي ثلاثي هالوجينوميثان، وبعض أحماض الهالوأستنيك وغيرها.	تكون النواتج الجانبية
خزان الماء الخام، قبل التخثير بعد خزن الماء الخام، قبل الترسيب، بعد التخثير، بعد الترسيب قبل الترشيح، بعد الترشيح والتطهير، أو في نظام التزويد.	نقطة الإستخدام
بسبب كون الكلور عامل مؤكسد قوي وأكال فعال، يجب الاهتمام باعتبارات خاصة بالخرن والتعامل عند التخطيط لمحطة المعالجة. إضافة إلى ذلك، فالاعتبارات الصحية المرتبطة بالتعامل واستخدام الكلور مهمة جداً.	إعتبارات خاصة

3.8.2 مراجع لمعلومات إضافية عن الكلور:

بسبب تركيز هذا الدليل على المطهرات البديلة (غير الكلور)، فإن كل استخدامات الكلور وإمكاناته لم تتم مناقشتها هنا. ولمعلومات مفصلة عن استخدام الكلور في معالجة المياه، إرجع إلى المراجع المبينة أدناه، وللمراجع الكاملة، أنظر في جزء المراجع في نهاية هذا الفصل.

9.2 المراجع

- AWWA (American Water Works Association). 1979. "Committee, Viruses in Drinking Water." J. AWWA. 71(8):441.
- AWWA (American Water Works Association). 1990. Water Quality and Treatment. F.W. Pontius (editor). McGraw-Hill, New York, NY.
- AWWA (American Water Works Association). 1991. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Works Systems using Surface Water Sources.
- AWWA (American Water Works Association). 1995. Problem Organisms in Water: Identification and Treatment. AWWA, Denver, CO.
- AWWA and ASCE (American Water Works Association and American Society of Civil Engineers). 1997. Water Treatment Plant Design. McGraw-Hill, New York, NY.
- AWWARF (American Water Works Association Research Foundation) and Lyonnaise des Eaux. 1987. Identification and Treatment of Tastes and Odors in Drinking Water. American Water Works Association, Denver, CO.
- Babcock, D.S. and P.C. Singer. 1979. "Chlorination and Coagulation of Humic and Fulvic Acids." J. AWWA. 71(3):149.
- Beneson, A.S. 1981. "Control of Communicable Diseases in Man." APHA.
- Belanger, S.E., D.S. Cherry, J.L. Farris, K.G. Sappington, and J. Cairns, Jr. 1991. "Sensitivity of the Asiatic Clam to Various Biocidal Control Agents." J. AWWA. 83(10):79-87.
- Black, B.D., G.W. Harrington, and P.C. Singer. 1996. "Reducing Cancer Risks by Improving Organic Carbon Removal." J. AWWA. 88(6):40.
- Brady, Thomas J., J.E. Van Benschoten, and J.N. Jensen. 1996. "Chlorination Effectiveness for Zebra and Quagga Mussels." J. AWWA. 88(1):107-110.
- Britton, J.C. and B.A. Morton. 1982. "Dissection Guide, Field and Laboratory Manual for the Introduced Bivalve *Corbicula fluminea*." Malacol. Rev. 3(1).
- Butterfield, C.T. et al. 1943, Public Health Rep. 58:1837.
- Cameron, G.N., J.M. Symons, S.R. Spencer, and J.Y. Ma. 1989a. "Minimizing THM Formation During Control of the Asiatic Clam: A Comparison of Biocides." J. AWWA. 81(10):53-62.
- Cameron, G.N., J.M. Symons, D. Bushek and R. Kulkarni. 1989b. "Effect of Temperature and pH on the Toxicity of Monochloramine to the Asiatic Clam." J. AWWA. 81(10):63-71.
- CDC (Centers for Disease Control). 1989. "Assessing the Public Threat Associated with Waterborne Cryptosporidiosis: Report of a Workshop." J. AWWA. 80(2):88.
- Chick, H. 1908. "Investigation of the Laws of Disinfection." J. Hygiene. 8:92.
- Christman, R.F., et al. 1983. "Identity and Yields of Major Halogenated Products of Aquatic and Fulvic Acid Chlorination." Environ. Sci. Technol. 17(10):625.
- Chlorine Institute. 1996. Chlorine Institute Manual. 6th Edition, The Chlorine Institute, Washington, D.C.
- Clarke, N.A., et al. 1962. Human Enteric Viruses in Water, Source, Survival, and Removability, International Conference on Water Pollution Research. Landar.
- Connell, G.F. 1996. The Chlorination/Chloramination Handbook. American Water Works Association. Denver, CO.
- Counts, C.L. III. 1986. "The Zoogeography and History of the Invasion of the United States by *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae)." Amer. Malac. Bull. 2(7), special edition.
- Craun, G.F. and W. Jakubowski. 1996. "Status of Waterborne Giardiasis Outbreaks and Monitoring Methods." American Water Resources Association, Water Related Health Issue Symp., Atlanta, GA. November.
- Craun, G.F. 1981. "Outbreaks of Waterborne Disease in the United States." J. AWWA. 73(7):360.
- Culp, G.L., and R.L. Culp. 1974. New Concepts in Water Purification. Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY.
- Culp/Wesner/Culp. 1986. Handbook of Public Water Systems. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
- DeMers, L.D. and R.C. Renner, R.C. 1992. "Alternative Disinfection Technologies for Small Drinking Water Systems." AWWA and AWWARF, Denver, CO.
- Duguet, J.P., Y. Tsutsumi, A. Bruchet, and Mallevalle. 1985. "Chloropicrin in Potable Water: Conditions of Formation and Production during Treatment Processes." Water Chlorination: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects, Volume 5. Lewis Publishers.
- Evans, L.P., Jr., et al. 1979. Salinity Relationships in *Corbicula fluminea*; Miller (1774). Conference proceedings, first International *Corbicula* Symposium. J.C. Britton (editor). Texas Christian Univ., Ft. Worth, TX.
- Farvardin, M.R. and A.G. Collins. 1990. Mechanism(s) of Ozone-Induced Coagulation of Organic Colloids. Conference Proceedings, AWWA Annual Conference, Cincinnati, OH. June 17-21.
- Ferguson, D.W., J.T. Gramith, and M.J. McGuire. 1991. "Applying Ozone for Organics Control and Disinfection: A Utility Perspective." J. AWWA. 83(5):32-39. Ferguson, D.W., M.J. McGuire, B. Koch, R.L.
- Wolfe, and E.M. Aieta. 1990. "Comparing PEROXONE and Ozone for Controlling Taste and Odor Compounds, Disinfection Byproducts, and Microorganisms." J. AWWA. 82(4):181-191. Finch, G.R., E.K. Black, and L.L.
- Gyürék. 1994. Ozone and Chlorine Inactivation of *Cryptosporidium*. Conference proceedings, Water Quality Technology Conference, Part II. San Francisco, CA.
- Geldreich, E.E. 1972. Water Pollution Microbiology. R. Mitchell (editor). John Wiley & Sons, New York, NY.
- Gordon, G., L. Adam, and B. Bubnis. 1995. Minimizing Chlorate Ion Formation in Drinking Water when Hypochlorite Ion is the Chlorinating Agent. AWWA-AWWARF, Denver, CO.
- Gurol, M.D. and M. Pidotella. 1983. A Study of Ozone-Induced Coagulation. Conference proceedings, ASCE Environmental Engineering Division Specialty Conference. Allen Medine and Michael Anderson (editors). Boulder, CO.
- Gyürék, L.L., L.R.J. Liyanage, M. Belosevic, and G.R. Finch. 1996. "Disinfection of *Cryptosporidium Parvum* Using Single and Sequential Application of Ozone and Chlorine Species." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, MA.
- Haas C.N. and R.S. Engelbrecht. 1980. "Physiological Alterations of Vegetative Microorganisms Resulting from Aqueous Chlorination." J. Water Pollution Control Fed. 52(7):1976.
- Hazen and Sawyer. 1992. Disinfection Alternatives for Safe Drinking Water. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
- Herbert, P.D.N., B.W. Muncester II, and G.L. Mackie. 1989. "Ecological and Genetic Studies on *Dreissena polymorpha* (Pallas): A New Mollusc in the Great Lakes." Can. Jour. Fisheries and Aquatic Sci. 46:1587.

- Hiltbrand, D.J., A.F. Hess, P.B. Galant, and C.R. O'Melia. 1986. "Impact of Chlorine Dioxide and Ozone Preoxidation on Conventional Treatment and Direct Filtration Treatment Processes." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Denver, CO.
- Hoff, J.C., E.W. Rice, and F.W. Schaefer. 1984. "Disinfection and the Control of Waterborne Giardiasis." Conference proceedings, ASCE Specialty Conference.
- Hoigné J., and H. Bader. 1988. "The Formation of Trichloronitromethane (chloropicrin) and Chloroform in a Combined Ozonation/Chlorination Treatment of Drinking Water." *Water Resources*. 22 (3):313.
- Huck, P.M., W.B. Anderson, C.L. Lang, W.A. Anderson, J.C. Fraser, S.Y. Jasim, S.A. Andrews, and G. Pereira. 1995. "Ozone vs. PEROXONE for Geosmin and 2-Methylisoborneol Control: Laboratory, Pilot and Modeling Studies." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Anaheim, CA.
- IOA. 1997. IOA Survey of Water Treatment Plants. International Ozone Association, Stanford, CT.
- Karimi, A.A. and P.C. Singer. 1991. Trihalomethane Formation in Open Reservoirs. *J. AWWA*. 83 (3):84.
- Klerks, P.L. and P.C. Fraleigh, P.C. 1991. "Controlling Adult Zebra Mussels with Oxidants." *J. AWWA*. 83 (12):92-100.
- Koch, B., S.W. Krasner, M.J. Scrimanti, and W.K. Schimpff. 1991. "Predicting the Formation of DBPs by the Simulated Distribution System." *J. AWWA*. 83(10):62-70.
- Kramer, M.H., B.L. Herwaldt, G.F. Craun, R.L. Calderon, and D.D. Juranek. 1996. "Waterborne Disease: 1993 and 1994." *J. AWWA*. 88(3):66-80.
- Krasner, S.W., M.J. McGuire, J.G. Jacangelo. 1989. "The Occurrence of Disinfection Byproducts in US Drinking Water." *J. AWWA*. 81(8):41-53.
- Lâiné, J.M., J.G. Jacangelo, E.W. Cummings, K.E. Carns, J. Mallevialle. 1993. "Influence of Bromide on Low-Pressure Membrane Filtration for Controlling DBPs in Surface Waters." *J. AWWA*. 85(6):87-99.
- Lalezary, S., M. Pirbazari, and M.J. McGuire. 1986. "Oxidation of Five Earthy-Musty Taste and Odor Compounds." *J. AWWA*. 78(3):62.
- Lang, C.L. 1994. "The Impact of the Freshwater Macrofouling Zebra Mussel (*Dreissena Polymorpha*) on Drinking Water Suppliers." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference Part II, San Francisco, CA.
- Langlais, B., D.A. Reckhow, and D.R. Brink. (editors). 1991. *Ozone in Drinking Water Treatment: Application and Engineering*. AWWARF and Lewis Publishing, Chelsea, MI.
- Liu, O.C., et al. 1971. "Relative Resistance of Twenty Human Enteric Viruses to Free Chlorine. Virus and Water Quality: Occurrence and Control." Conference Proceedings, thirteenth Water Quality Conference, University of Illinois, Urbana-Champaign.
- MacKenzie, W.R., et al. 1994. "A Massive Outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium Infection Transmitted Through the Public Water Supply." *New England J. of Medicine*. 331(3):161.
- Masschelein, W.J. 1992. "Unit Processes in Drinking Water Treatment." Marcel Decker D.C., New York, Brussels, Hong Kong.
- Matisoff, G., G. Brooks, and B.I. Bourland. 1996. "Toxicity of Chlorine Dioxide to Adult Zebra Mussels." *J. AWWA*. 88 (8):93-106.
- McGuire, M.J., and R.G. Meadow. 1989. "AWWARF Trihalomethane Survey." *J. AWWA*. 80(1):61.
- Montgomery J. M. 1985. *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley & Sons, New York, NY.
- Nieminski, E.C., S. Chaudhuri, and T. Lamoreaux. 1993. "The Occurrence of DBPs in Utah Drinking Waters." *J. AWWA*. 85(9):98-105.
- Oliver, B.G., and D.B. Shindler. 1980. "Trihalomethanes From Chlorination of Aquatic Algae." *Env. Sci. Tech.* 14(12):1502.
- Olson, K.E. 1982. An Evaluation of Low Chlorine Concentrations on Giardia Cyst Viability, USDA Forest Service, Equipment Development Center, San Dimas, CA. January.
- Pourmoghaddas, H., A.A. Stevens, R.N. Kinman, R.C. Dressman, L.A. Moore, J.C. Ireland. 1993. "Effect of Bromide Ion on Formation of HAAs During Chlorination." *J. AWWA*. 85(1):82-87.
- Prendiville, P.W. 1986. "Ozonation at the 900 cfs Los Angeles Water Purification Plant." *Ozone: Sci. Engrg.* 8:77.
- Reckhow D.A., W.R. Knocke, M.J. Kearney, C.A. Parks. 1991. "Oxidation of Iron and Manganese by Ozonation." *Environ. Sci. and Engrg.* 13(6):675-695. Reckhow D.A., P.C. Singer, and R.L. Malcolm. 1990. "Chlorination of Humic Materials: Byproduct Formation and Chemical Interpretations." *Environ. Sci. Technol.* 24(11):1655.
- Reckhow, D.A., and P.C. Singer. 1985. "Mechanisms of Organic Halide Formation During Fulvic Acid Chlorination and Implications with Respect to Preozonation." *Water Chlorination: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*, Volume 5. Jolley, R.L. et al. (editors). Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Reckhow, D.A., J.K. Edzwald, and J.E. Tobiason. 1993. *Ozone as an Aid to Coagulation and Filtration*. AWWARF, AWWA, Denver, CO.
- Reckhow, D.A., P.C. Singer, and R.R. Trussell. 1986. *Ozone as a coagulant aid*. Seminar proceedings, Ozonation, Recent Advances and Research Needs, AWWA Annual Conference, Denver, CO.
- Rice, R.G., Overbeck, P.K., Larson, K. 1998. *Ozone Treatment for Small Water Systems*. Presented at First International Symposium on Safe Drinking Water in Small Systems, NSF International/PAHP/WHO, Arlington, VA. (In press)
- Riggs, J.L. 1989. "Aids Transmission in Drinking Water: No Threat." *J. AWWA*. 81(9):69.
- Roberts, R. 1990. "Zebra Mussel Invasion Threatens US Waters." *Science*. 249:1370.
- Salvato, J.A., Jr. 1972. *Environmental Engineering and Sanitation*. second edition, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Sawyer, C.N., P.L. McCarty, L. Parkin, and G.F. Parkin. 1994. *Chemistry for Environmental Engineering*. McGraw Hill, Inc., New York, NY.
- Scarpino P.V., et al. 1972. "A Comparative Study of the Inactivation of Viruses in Water by Chlorine." *Water Research*. 6:959.
- Sinclair, R.M. 1964. "Clam Pests in Tennessee Water Supplies." *J. AWWA*. 56 (5):592.
- Singer, P.C. 1988. *Alternative Oxidant and Disinfectant Treatment Strategies for Controlling THM Formation*. EPA 600/S2-88/044. October.
- Singer P.C. 1992. "Formation and Characterization of Disinfection Byproducts." Presented at the First International Conference on the Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical and Microbial Risks.
- Singer P.C. 1993. "Trihalomethanes and Other Byproducts Formed From the Chlorination of Drinking Water." National Academy of Engineering Symposium on Environmental Regulation: Accommodating Changes in Scientific, Technical, or Economic Information. Washington, D.C.
- Singer P.C., and S.D. Chang. 1989. "Correlations Between Trihalomethanes and Total Organic Halides Formed During Water Treatment." *J. AWWA*. 81(8):61-65. Singer P.C., and G.W. Harrington. 1993. "Coagulation of DBP Precursors:

- Theoretical and Practical Considerations.” Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Miami, FL. Smith, A.L. et al. 1979. “Clams--A growing Threat to Implant Water Systems.” *Plant Engrg.* 33:165.
- Snead, M.C., et al. 1980. Benefits of Maintaining a Chlorine Residual in Water Supply Systems. EPA 600/2-80-010.
 - Stevens, A.A., et al. 1976. “Chlorination of Organics in Drinking Water.” *J. AWWA.* 8(11):615.
 - Stevens, A.A., L.A. Moore, R.J. Miltner. 1989. “Formation and Control of Non-Trihalomethane Disinfection By-products.” *J. AWWA.* 81(8):54-60. Suffet, I. H., C. Anselme, and J. Mallevialle. 1986. “Removal of Tastes and Odors by Ozonation.” Conference proceedings, AWWA Seminar on Ozonation: Recent Advances and Research Needs, Denver, CO. Summers, R.S., G. Solarik, V.A. Hatcher, R.S. Isabel, J.F. Stile. 1997. “Analyzing the Impacts of Predisinfection Through Jar Testing.” Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Denver, CO.
 - Taylor, F.B. 1974. “Viruses - What is Their Significance in Water Supplies.” *J. AWWA.* 66:306.
 - Thibaud, H., H. DeLaat, N. Merlet, and M. Doré. 1987. “Chloropicrin Formation in Aqueous Solution: Effect of Nitrites on Precursors Formation During the Oxidation of Organic Compounds.” *Water Res.* 21(7):813.
 - Thibaud, H., J. DeLaat, and M. Doré. 1988. “Effects of Bromide Concentration on the Production of Chloropicrin During Chlorination of Surface Waters: Formation of Brominated Trihalonitromethanes.” *Water Res.* 22(3):381.
 - Tobiason, J.E., J.K. Edzwald, O.D. Schneider, M.B. Fox, and H.J. Dunn. 1992. “Pilot Study of the Effects of Ozone and PEROXONE on In-Line Direct Filtration.” *J. AWWA.* 84(12):72-84.
 - USEPA. 1998a. Occurrence Assessment for Disinfectants and Disinfection Byproducts in Public Drinking Water Supplies. Science Applications International Corporation under contract for Office of Ground Water and Drinking Water. Washington, DC.
 - USEPA. 1998b. Technologies and Costs for Control of Disinfection Byproducts. Prepared by Malcolm Pirnie, Inc for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Ground Water and Drinking Water, PB93-162998.
 - USEPA. 1997a. Community Water System Survey - Volumes I and II; Overview. EPA 815-R-97- 001a, -001b. January.
 - USEPA. 1997b. “National Primary Drinking Water Regulations: Disinfectants and Disinfection Byproducts; Notice of Data Availability; Proposed Rule.” *Federal Register.* 62(212):59387- 59484. November 3.
 - USEPA. 1996. Drinking Water Regulations and Health Advisories. EPA 822-B-96-002, October.
 - USEPA. 1991. Manual of Individual and Non-Public Works Supply Systems. Office of Water, EPA 570/9-91-004.
 - Van Benschoten, J.E., J.N. Jensen, D. Harrington, and D.J. DeGirolamo. 1995. “Zebra Mussel Mortality With Chlorine.” *J. AWWA.* 87(5):101-108.
 - Wachter, J.K., and J.B. Andelman. 1984. “Organohalide Formation on Chlorination of Algal Extracellular Products.” *Env. Sci. Technol.* 18(11):811.
 - Watson, H.E. 1908. “A Note on the Variation of the Rate of Disinfection With Change in the Concentration of the Disinfectant.” *J. Hygiene.* 8:538.
 - White, G.C. 1992. Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
 - Witherell, L.E, R.W. Duncan, K.M. Stone, L.J. Stratton, L. Orciari, S. Kappel, D.A. Jillson. 1988. “Investigation of Legionella Pneumophila in Drinking Water.” *J. AWWA.* 80 (2):88-93.

الأوزون

استخدم الأوزون في معالجة مياه الشرب في هولندا عام 1983. ومع أن الأوزون شائع الاستخدام في أوروبا لتطهير وأكسدة مياه الشرب، إلا أن نقل استخدامه إلى الولايات المتحدة استغرق وقتاً طويلاً. ففي عام 1987 بدأت محطة الترشيح في لوس انجلس بالعمل. وفي عام 1991 أصبح عدد محطات معالجة المياه التي تستخدم الأوزون في الولايات المتحدة الأمريكية أكثر من 40 محطة تخدم أكثر من 10,000 شخص (Langlais et al., 1991).

ازداد هذا الرقم بصورة كبيرة، حيث ذكر (Rice, in press) أنه ابتداءً من نيسان 1998، أصبح هناك 264 محطة في الولايات المتحدة تستخدم الأوزون. ومعظم هذه المحطات صغيرة، 149 محطة منها تنتج أقل من 1 مليون جالون في اليوم.

يستخدم الأوزون في معالجة المياه للتطهير والأكسدة. وأول ما استخدم الأوزون في الولايات المتحدة كان لأغراض غير التطهير، مثل إزالة اللون أو ضبط الطعم والرائحة. إلا أنه ومنذ تطبيق قانون معالجة المياه السطحية (SWTR) واقتراح قانون النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBP)، ازداد استخدام الأوزون لأغراض التطهير الأولى في الولايات المتحدة.

1.3 كيمياء الأوزون

يوجد الأوزون كغاز على درجة حرارة الغرفة. وهو غاز لا لون له ورائحته نفاذة يمكن تمييزها على تراكيز منخفضة تساوي 0.02 إلى 0.05 جزء بالمليون (بالحجم)، وهي أقل من المستويات التي تضر بالصحة. وغاز الأوزون أكلال لدرجة كبيرة، وهو غاز سام.

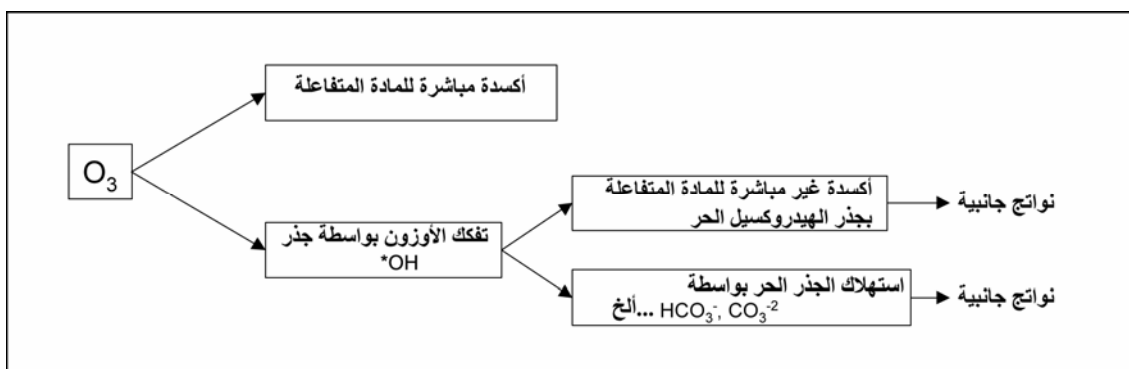
الأوزون عامل مؤكسد قوي، يأتي بعد جذر الهيدروجين الحر، وبين الكيماويات المستخدمة عادة في معالجة المياه. لذلك فهو قادر على أكسدة عدد من المواد العضوية وغير العضوية في الماء. وهذه التفاعلات مع المركبات العضوية وغير العضوية تتسبب في حاجة الماء المعالج للأوزون، والتي يجب تلبيتها خلال الأوزنة قبل أن تنتج كمية متبقية يمكن قياسها.

وقد أظهرت أبحاث الكيمياء الأساسية

(Hoigne and Bader, 1983a and 1983b; Glaze et al., 1987) أن الأوزون يتفكك تلقائياً خلال معالجة المياه بآلية معقدة تتضمن توليد جذور الهيدروكسيل الحرة. وجذور الهيدروكسيل الحرة من بين العوامل المؤكسدة الأقوى في الماء، إذ يبلغ معدل سرعة تفاعلها $10^{10} - 10^{13}$ مولار⁻¹/ثانية، والتي تقترب من معدل سرعة الانتشار لمذيبات مثل الهيدروكربونات الأروماتية والمركبات غير المشبعة والكحولات الألفاتية وحمض الفورميك (Hoigne and Bader, 1976). ومن ناحية أخرى، فإن فترة نصف الحياة لجذور الهيدروكسيل الحرة تقع في مجال مايكروثانية، لذلك لا يمكن أن يصل تركيز جذر الهيدروكسيل الحر إلى مستويات أعلى من 10^{-10} مولار (Glaze and Kang, 1988).

وكما يظهر في الشكل (1-3)، فإن الأوزون يستطيع أن يتفاعل بطريقتين في المحلول المائي (Hoigne and Bader, 1977):

- الأكسدة المباشرة للمركبات بالأوزون الجزيئي.
- أكسدة المركبات بجذور الهيدروكسيل التي تنتج من تفكك الأوزون.



الشكل 3-1: اعلات الأكسدة لمركبات خلال أوزنة المياه

وتتنافس طريقتا الأكسدة على المركبات التي ستؤكسد. والأكسدة المباشرة بالأوزون نسبياً بطيئة (مقارنة مع الأكسدة بجذر الهيدروكسيل الحر) ولكن تركيز الأوزون المائي يكون عالياً نسبياً. ومن ناحية أخرى فإن تفاعل جذر الهيدروكسيل سريع، ولكن تركيزه يكون قليلاً تحت ظروف الأوزنة الاعتيادية. وقد وجد Hoigne and Bader, 1977)، أن الأكسدة المباشرة للأوزون الجزئي هي الأهم تحت الظروف الحمضية.

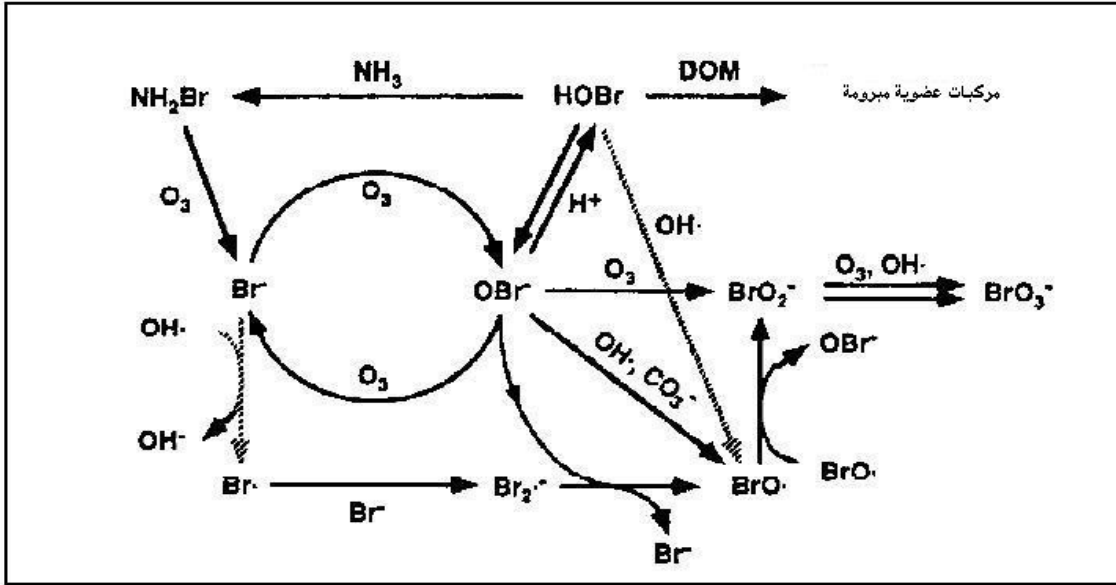
وتحت الظروف التي تفضل إنتاج جذور الهيدروكسيل الحرة، مثل درجة الحموضة المرتفعة والتعرض للأشعة فوق البنفسجية وإضافة بيروكسيد الهيدروجين، فإن الأكسدة بالهيدروكسيل هي السائدة. والآلية الأخيرة تُستخدم في عمليات الأكسدة المتقدمة، مثل تلك المبينة في الفصل السابع، بيروكسون لزيادة معدل سرعة أكسدة المركبات القابلة للأكسدة.

يحصل التفكك التلقائي للأوزون بسلسلة من الخطوات. ولم يتم تحديد الآلية الفعلية والتفاعلات ذات العلاقة لهذا التفكك، ولكن تم اقتراح نماذج لآلية التفاعل (Hoigne and Bader, 1983a, 1983b, Glaze, 1987).

ويعتقد أن جذور الهيدروكسيل الحرة تتكون كنواتج وسيطة، وتستطيع أن تتفاعل مباشرة مع المركبات الموجودة في الماء. ويحدث تفكك الأوزون في الماء عن طريق جذور الهيدروكسيل الحرة التي تتكون كوسيط أثناء تفكك الأوزون الذي يعطي 1.5 مول من جذور الهيدروكسيل الحرة لكل مول من الأوزون. وبوجود عدد من المركبات التي نجابها عادة في معالجة المياه، فإن تفكك الأوزون يكون جذور الهيدروكسيل الحرة. وتكون الحاجة للأوزون مرتبطة بما يلي:-

- التفاعل مع المواد العضوية الطبيعية (NOM) في الماء. وأكسدة هذه المواد تؤدي إلى تكون الألدهيدات والاحماض العضوية واهماض الالديو والكتيو (Singer, 1992).
- المركبات العضوية المصنعة (SOC). يمكن أن تتأكسد بعض المركبات العضوية المصنعة وتصبح معدنية تحت الظروف المناسبة، وحتى تتحول هذه المركبات كلياً إلى معدنيات، يجب أن تكون الأكسدة بجذر الهيدروكسيل هي الطريقة السائدة، كما في حالة عمليات الأكسدة المتقدمة.
- أكسدة أيون البروميد. يؤدي التأكسد بأيون البروميد إلى تكون حمض الهيوبروموس، وأيون الهايبوبرومايت وأيون البرومات والمواد العضوية المبرمنة وبروموامينات. (انظر الشكل 3-2).
- أيونات الكربونات والبايكربونات، والتي يعبر عنها عادة بالقلوية، تصطاد جذور الهيدروكسيل وتكون جذور الكربونات (Stachelin et al., Glaze and Kang, 1988).

وهذه التفاعلات ذات أهمية لعمليات الأكسدة المتقدمة التي تسود فيها طريقة تكون الجذور الحرة.

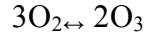


الشكل 3-2: تفاعل الأوزون مع أيون البروميد يمكن أن ينتج أيون البرومات والمواد

2.3 توليد الأوزون

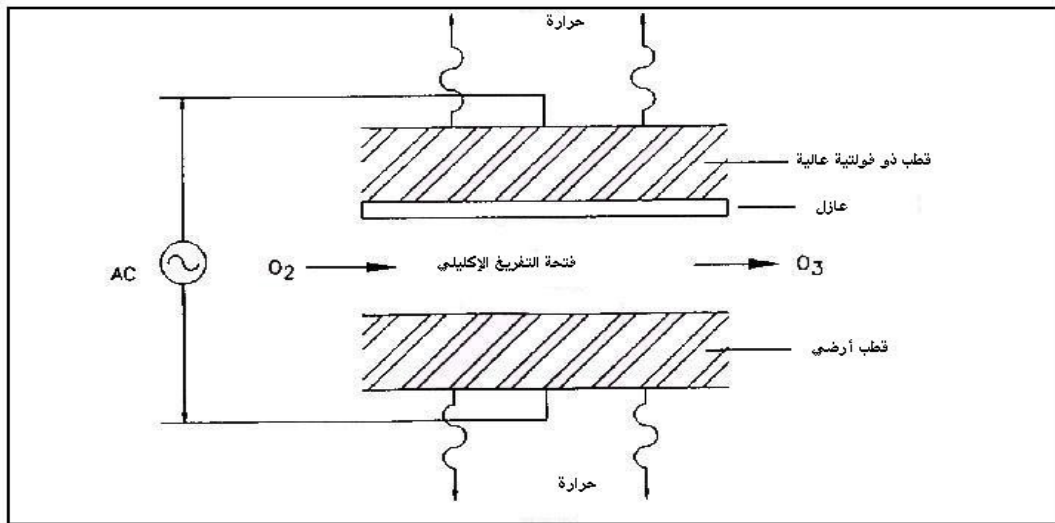
1.2.3 إنتاج الأوزون

لأن الأوزون جزيء غير ثابت يجب أن يولد عند نقطة استخدامه في معالجة المياه. ويتكون عادة بإتحاد ذرة أكسجين مع جزيء أكسجين (O_2).



وهذا التفاعل ماص للحرارة ويحتاج إلى كمية كبيرة من الطاقة. وقد اكتشف Schonbein الأوزون المصنع لأول مرة بالتحليل الكهربائي لحمض الكبريتيك. ويمكن إنتاج الأوزون بعدة طرق، إلا أن طريقة التفريغ الإلكيلي تسود في صناعة توليد الأوزون. كذلك يمكن أن يتكون الأوزون بتعريض الغاز الذي يحوي الأكسجين للأشعة فوق البنفسجية وقد وصف (Rice, 1996) تفاعلات التحليل الكهربائي وتقنيات أخرى حديثة لتحضير الأوزون.

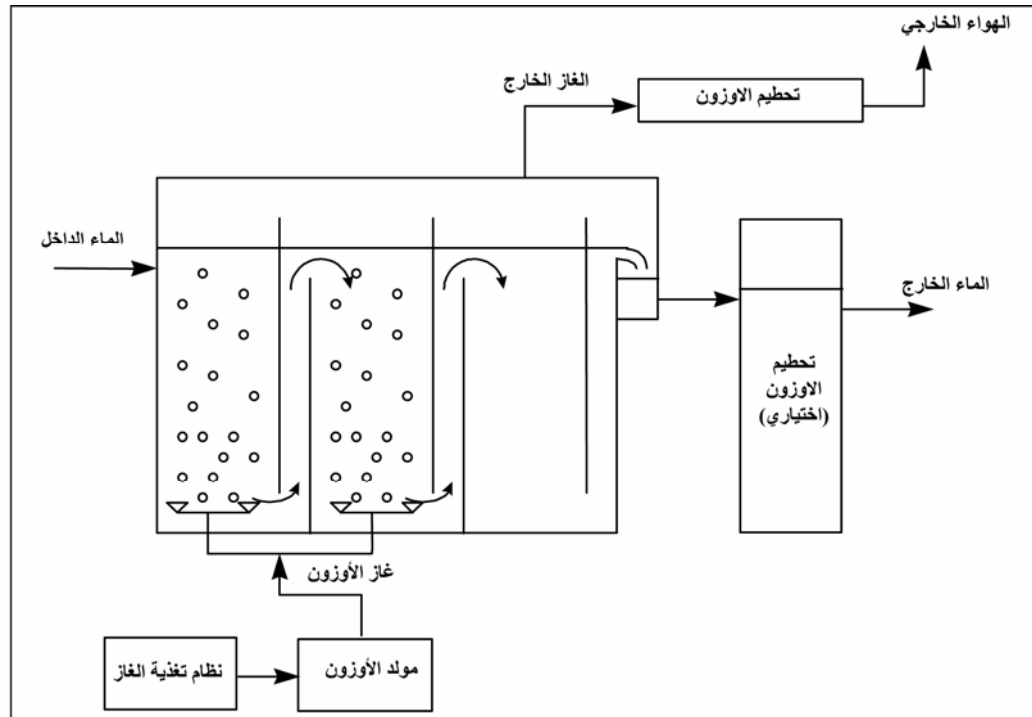
والتفريغ الإلكيلي لتحضير الأوزون، الذي يسمى أيضا التفريغ الكهربائي الصامت ويتكون بإمرار الغاز الذي يحتوي على الأكسجين بين قطبين منفصلين بمادة عازلة للكهرباء مع فتحة للتفريغ، وعندما يوضع جهد كهربائي على الأقطاب، ينتج عنه سيل من الإلكترونات التي تمر عبر فتحة التفريغ. توفر هذه الإلكترونات الطاقة اللازمة لتفكيك جزيئات الأكسجين، مؤدية بالتالي إلى تكون الأوزون ويبين الشكل (3-3) مولد أوزون في أبسط صورة.



الشكل 3-3: مولد أوزون في أبسط صورة

2.2.3 مكونات النظام

تتكون أنظمة معالجة المياه بالأوزون من أربع مكونات أساسية هي: نظام تغذية الغاز ومولد الأوزون وخزان الأوزنة ونظام تحطيم الغاز الفائض. ويؤمن نظام تزويد الغاز مصدراً نظيفاً وجافاً من الأكسجين للمولد. وينقل خزان الأوزون الغاز الغني بالأوزون إلى الماء المراد معالجته لتبقى فترة تلامس كافية للتطهير (أو أي تفاعلات أخرى) والخطوة الأخيرة التي تتضمن تحطيم الغاز الفائض ضرورية لإن الأوزون سام في التراكيز الموجودة في هذا الغاز. وبعض المحطات مزودة بنظام إعادة تدوير الغاز الفائض الذي يعيد الغاز الفائض الغني بالأوزون إلى غرفة التلامس الأولى ولخفض الحاجة إلى الأوزون في الغرف التالية. وبعض الأنظمة تحوي على غرفة إخماد لإزالة الأوزون المتبقي في المحلول.



الشكل 3-4: مخطط مبسط لنظام أوزون

1.2.2.3 أنظمة تغذية الغاز

تصنف أنظمة تغذية الأوزون بأنها تستعمل الهواء أو الأكسجين ذا النقاوة العالية أو خليط من الاثنين. والأكسجين ذو النقاوة العالية يمكن شراؤه وتخزينه كسائل (LOX). أو يمكن توليده في الموقع بطريقة التبريد الشديد وتكثيف جزيئات الغاز بالضغط أو بالتفريغ (SA or PSA) وتوليد الأكسجين عملية معقدة وتكون مجدية فقط في حالة الأنظمة الكبيرة.

تتم عملية تكثيف جزيئات الغاز بواسطة ضغط هذا الغاز خلال منخل جزئي يعمل على تركيز غاز الأكسجين بإزالة جزيئات النيتروجين وثاني أكسيد الكربون وبخار الماء والهيدروكربونات انتقائياً من الهواء لإعطاء غاز تغذية غني بالأكسجين (80-95% O₂). والمكونات المستخدمة في أنظمة تكثيف الغاز بالضغط شبيهة بأنظمة تغذية الهواء تحت ضغط عال، حيث أن النظامين يستخدمان معدات امتصاص جزيئات الغاز بالتكثيف. أما أنظمة التكثيف بالتفريغ فتستعمل مادة مجففة يمكن إعادة تنشيطها بالتسخين.

أنظمة تغذية الأكسجين:

تكون أنظمة تغذية الأكسجين السائل بسيطة نسبياً، حيث تتكون من خزان أو خزانات، ومبخرات لتحويل السائل إلى غاز، ومرشحات لإزالة الشوائب ومنظمات ضغط لحصر ضغط الغاز على مولدات الأوزون.

أنظمة تغذية الهواء:

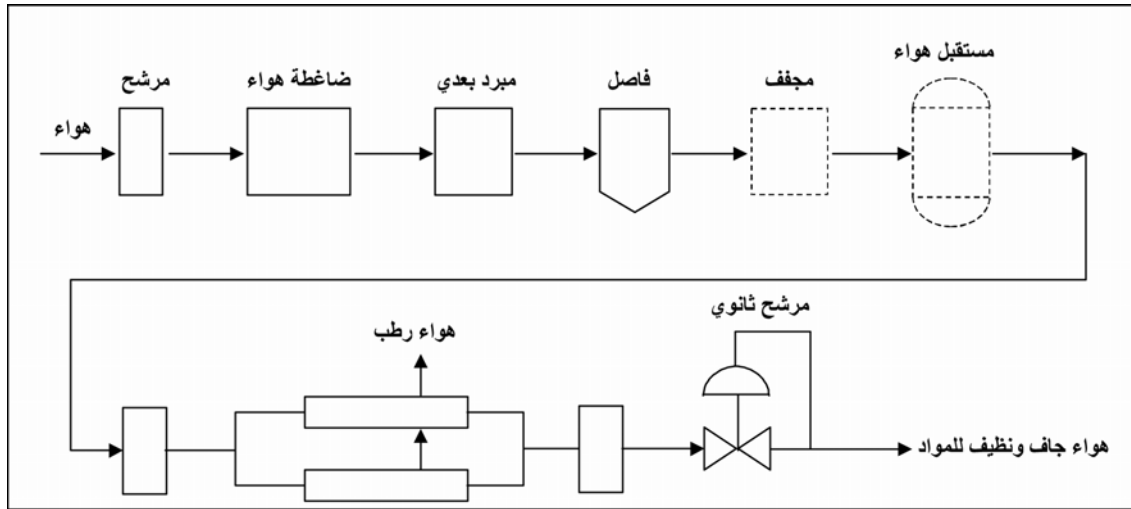
تعد أنظمة تغذية الهواء لمولدات الأوزون معقدة نسبياً، حيث يجب أن يكيف الهواء بطريقة ملائمة لمنع حدوث تلف في المولد. فالهواء يجب أن يكون نظيفاً وجافاً وله نقطة تدد قصوى مساوية 60م° (80ف°) وخال من الملوثات. وتحوي أنظمة تحضير الهواء عادة ضاغطات هواء ومرشحات ومجففات ومنظمات ضغط. ويبين الشكل (3-5) مخطط لنظام كبير لتحضير الهواء.

كذلك يجب إزالة الجسيمات التي حجمها أكبر من 1 مايكروميتر وقطيرات الزيت الأكبر من 0.05 مايكروميتر بالترشيح (Langlais et al., 1991).

وإذا تواجدت الهيدروكربونات في الغاز المغذي، فيجب إتباع مرشحات الزيت والجسيمات بمرشحات الكربون الحبيبي المنشط، ويمكن إزالة الرطوبة إما بالضغط أو التبريد (في حالة الأنظمة الكبيرة)، مما يؤدي إلى نقصان استيعاب الهواء للماء، كما يمكن استخدام مجففات الماء لإزالة الرطوبة من الهواء باستخدام مواد خاصة، وتلزم مجففات الماء في جميع أنظمة تحضير الهواء. حيث يؤدي وجود جسيمات كبيرة أو صغيرة أو وجود الماء إلى تكون قوس كهربائي مما يتلف المواد العازلة في المولد. وعادة تزود مجففات الماء بأبراج مزدوجة للسماح بتنشيط البرج المشبع، بينما يكون الآخر قيد الاستخدام. وتزال الرطوبة من المجفف إما باستخدام مصدر حرارة خارجي أو بإمرار جزء (10-30%) من الهواء المجفف خلال البرج المشبع تحت ضغط منخفض. وفي الأنظمة الصغيرة التي تحتاج إلى استخدام الأوزون بصورة متقطعة، يكفي استخدام برج مجفف واحد بشرط أن يكون مصمماً بطريقة تمكن من إعادة تنشيطه في الوقت الذي يتفكك فيه الأوزون.

تصنف أنظمة تحضير الهواء حسب ضغط التشغيل إلى: عادي، منخفض (أقل من 30 Psig)، ومتوسط، وعال (أكبر من 60 Psig). والظاهرة المميزة بين الأنظمة ذات الضغط العالي والضغط المنخفض أنه في أنظمة الضغط العالي تستخدم مجففات بدون تسخين. وتعمل المجففات بدون تسخين عادة على ضغط 100، بدلاً من 60 Psig. ويمكن استخدام الضاغطات الترددية، الفص الدوار أو الطاردة من المركز أو ذات اللولب الدوار أو ذات الحلقة السائلة أو ذات الريش في أنظمة تحضير الهواء.

الضاغطات الترددية وذات الحلقة السائلة هي الأكثر استخداماً في الولايات المتحدة، خاصة في الأنظمة الصغيرة، الأولى لأن التقنية سائدة والثانية لأن الضاغطات ذات الحلقة السائلة لا تحتاج إلى مبردات بعيدة. ومستقبلات الهواء في الأنظمة الحديثة تستعمل عادة الضاغطات التي لا تحتاج إلى زيوت التشحيم، لتجنب تكون الهيدروكربونات في غاز التغذية (Dimitrion, 1990).



الشكل 3-5: مخطط لنظام تحضير الهواء

الجدول 3-1: أنواع الضاغطات المستخدمة في أنظمة تحضير الهواء

نوع الضاغط	الضغط	الحجم	ملاحظات
الفص الدوار	منخفض -15 psi	ثابت أو متغير بدون تعبئة	شائع في أوروبا
الطارد من المركز	30 - 100 psi اعتماداً على عدد المراحل	متغير، كبير الحجم	فعالية متوسطة، غير مكلف في الحجم الكبيرة
اللولب الدوار	50 Psi (مرحلة واحدة) إلى 100 Psi (مرحلتين)	متغير بدون تعبئة	أكثر فعالية بقليل من الفص الدوار، تسحب حوالي 40% من الطاقة الكلية ودون تعبئة ومتوفرة بدون حاجة لتشحيم التصاميم ذات السعة الكبيرة
الحلقة السائلة	10 - 80 Psi	حجم ثابت	لا تحتاج إلى تشحيم أو تبريد بعدي و غير فعالة نسبياً وشائعة في الولايات المتحدة
ذات الريش	عالي - 100 Psi	ثابت أو متغير	غير فعالة نسبياً وغير شائعة في الولايات المتحدة

ويعطى الجدول (3-2) مقارنة لميزات وسليبيات أنظمة تغذية الغاز المختلفة

الجدول 3-2: مقارنة بين أنظمة تغذية الهواء والأكسجين عالي النقاوة

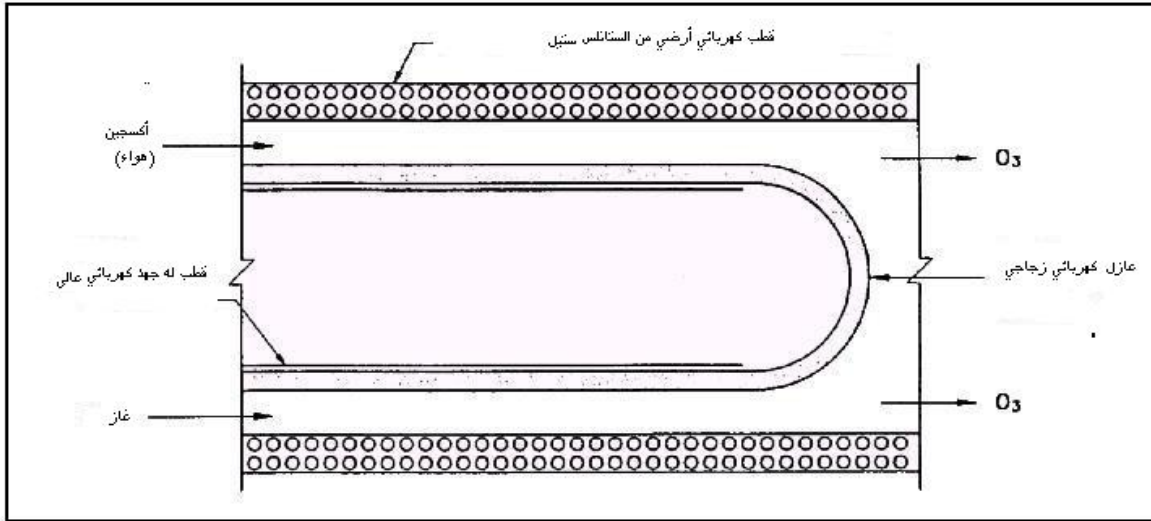
المصدر	الميزات	السليبيات
الهواء	- تستخدم معدات شائعة. - تقنية مثبتة. - مناسبة للأنظمة الصغيرة والكبيرة.	- تستهلك طاقة أكثر لكل حجم من الأوزون المنتج. - الحاجة إلى معدات شاملة لمناولة الغاز. - التركيز الأقصى للأوزون 3-5%.
الأكسجين (عام)	- تراكيز أعلى من الأوزون (8-14%). - يتضاعف تركيز الأوزون تقريباً بنفس المولد. - ملائم للأنظمة الكبيرة والصغيرة.	- احتياطات سلامة. - الحاجة إلى مواد مقاومة للأكسجين.
الأكسجين السائل	- يلزم معدات أقل. - سهولة التشغيل والصيانة. - ملائم للأنظمة الصغيرة والمتوسطة. - يمكن تخزين الأكسجين لمواجهة الحاجة في الذروة.	- التكلفة متغيرة. - تخزين الأكسجين في الموقع قوانين الحرائق واعتبارات السلامة. - فقدان الأكسجين السائل أثناء تخزينه وعدم استخدامه.
إنتاج الأكسجين بالتبريد الشديد	- المعدات شبيهة بأنظمة تحضير الهواء. - مجد للأنظمة الكبيرة. - يمكن تخزين الأكسجين لمواجهة احتياطات الذروة.	- أكثر تعقيداً من الأكسجين السائل. - يلزم معدات شاملة للتعامل مع الغاز. - تحتاج رأس مال كبير. - أنظمة معقدة التشغيل والصيانة.

2.2.2.3 مولدات الأوزون

يتناسب الجهد الكهربائي اللازم لإنتاج الأوزون بالتفريغ الإكليلي (التفريغ الكهربائي) طردياً مع ضغط غاز المصدر في المولد وسعة فتحة التفريغ. ومن ناحية نظرية، فإن أقصى إنتاج يمكن الحصول عليه (الأوزون المنتج لوحدة مساحة المادة العازلة) هو باستخدام جهد مرتفع وتردد مرتفع وثابت عزل كبير وعازل رقيق. ولكن هنالك محددات عملية لهذه العوامل. فكلما ازداد الجهد، تصبح الأقطاب والمادة العازلة أكثر عرضة للفشل. أما التشغيل على تردد مرتفع، فينتج تراكيز أعلى من الأوزون وكمية حرارة أكبر مما يحتاج إلى تبريد إضافي لمنع تفكك الأوزون. والمواد العازلة الرقيقة أكثر عرضة لأن تنقب أثناء الصيانة. ويحتاج تصميم أي مولد تجاري إلى موازنة بين كمية الأوزون المنتجة واعتمادية التشغيل وخفض الصيانة.

يستعمل شكلان هندسيان مختلفان للأقطاب في مولدات الأوزون التجارية هما: اسطوانات مصممة أو صفائح متوازية. ويستعمل الشكل ذو الصفائح المتوازية عادة في المولدات الصغيرة ويمكن تبريده بالهواء. ويبين الشكل (3-6) الترتيب الأساسي للشكل الأسطواني. والقطب الزجاجي المعزول/ ذو الجهد العالي في المولدات التجارية يشبه مصباح الضوء الفلوري، ويشار له عادة "بأنبوب التوليد".

تفقد معظم الطاقة الكهربائية المستخدمة في مولد الأوزون (حوالي 85%) على شكل حرارة (Rice, 1996). وبسبب التأثير السلبي للحرارة على إنتاج الأوزون، يجب أن يوفر تبريد كاف للمحافظة على فعالية المولد. وعادة يمكن التخلص من الحرارة الزائدة بالماء الذي يمر بالأقطاب المتصلة كهربائياً مع الأرض والمصنوعة من الفولاذ الذي لا يصدأ. وترتب الأنابيب إما أفقياً أو عمودياً داخل غطاء مصنوع من الفولاذ الذي لا يصدأ والذي يدور ماء التبريد من خلاله.



الشكل 3-6: مخطط للقطب الأسطواني

تصنف مولدات الأوزون حسب تردد الطاقة المستخدمة على الأقطاب. فالمولدات ذات التردد المتوسط (60 إلى 10,000 هرتز) هي الأكثر استخداماً في صناعة الماء، إلا أن هناك بعض المولدات ذات التردد العالي. ويعطي الجدول (3-3) مقارنة بين أنواع المولدات الثلاث. والمولدات ذات التردد المتوسط فعالة ويمكن أن تنتج الأوزون اقتصادياً بتركيز عالية، إلا أنها تنتج حرارة أكثر من المولدات ذات التردد المنخفض وتحتاج إلى مزود طاقة أكثر تعقيداً لرفع التردد المزود من قبل مصدر الطاقة في المحطة. وهناك ميل في وحدات الأوزون الحديثة إلى استخدام مولدات بتردد متوسط أو عالٍ.

3.2.2.3 خزانات الأوزنة

يتفاعل غاز الأوزون الذائب بمجرد نقله إلى الماء مع المكونات العضوية وغير العضوية، بما فيها الكائنات الممرضة. أما الأوزون الذي لا ينتقل إلى الماء المعالج أثناء الأوزنة فينتقل من الخزانات كغاز فائض، ويجب أن تكون فعالية نقل الأوزون على الأقل 80% للحصول على تطهير فعال بالأوزون (DeMersod and Renner, 1992).

تتضمن الطرق المستخدمة في إذابة الأوزون:-

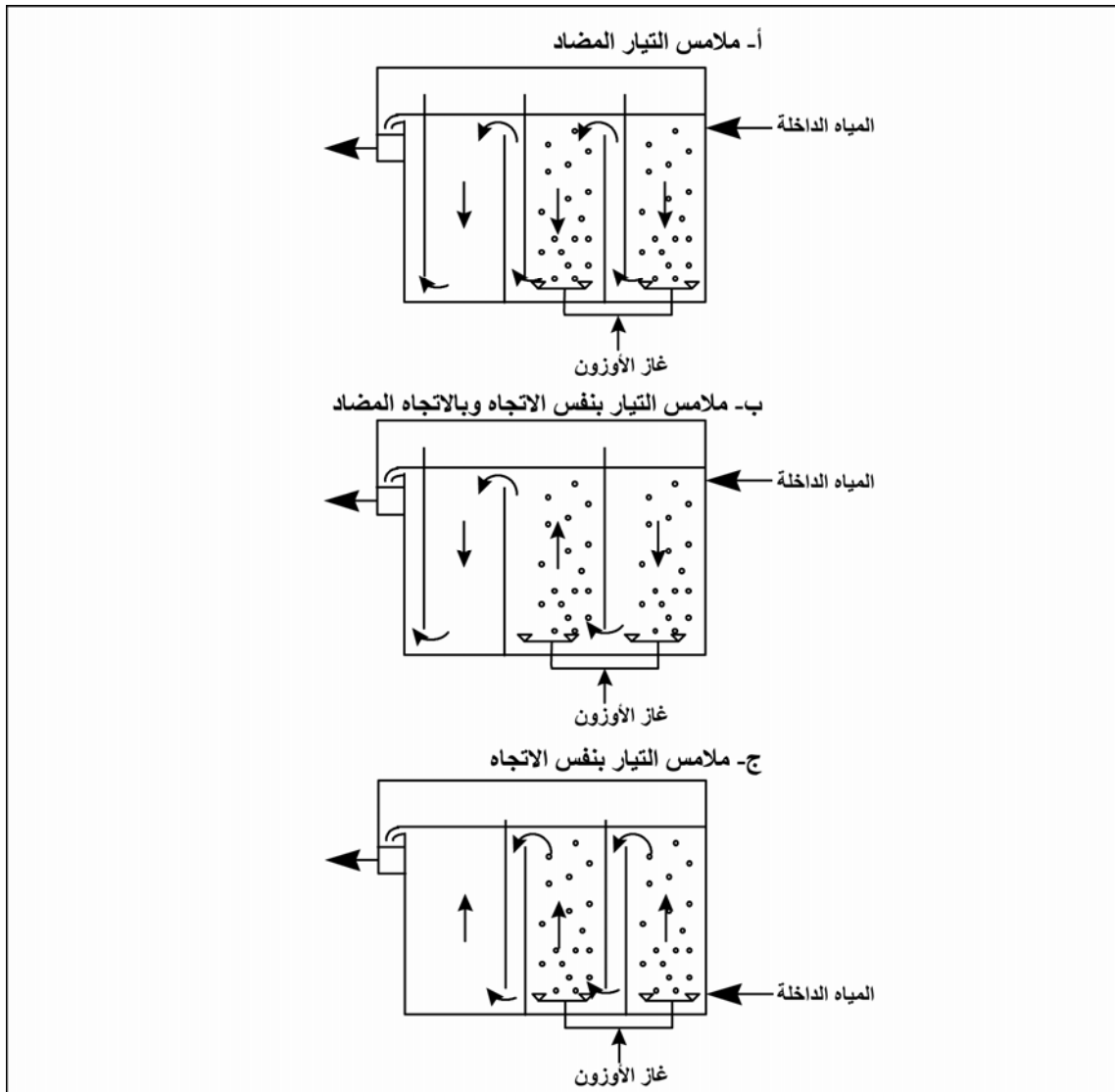
- خزانات الانتشار بالفقاعات.
- حاقنات.
- خلاطات تربينية (بمحركات).

الجدول 3-3: مقارنة الخصائص الأساسية لترددات مولدات الأوزون المنخفضة والمتوسطة والعالية

الخاصية	تردد منخفض HZ 60-50	تردد متوسط لغاية 1,000 HZ	تردد عال HZ 1,000 <
درجة التعقيد الإلكتروني	منخفض	مرتفع	مرتفع
جهد الذروة	19.5	11.5	10
النسبة	1:5	1:10	1:10
احتياجات ماء التبريد جالون/باوند من الأوزون المنتج	1.0- 0.5	1.5- 0.5	1- 0.25
الكمية المستخدمة	< 500 باوند/اليوم	إلى 2,000 باوند/اليوم	إلى 2,000 باوند/اليوم
تركيز التشغيل	%1.5 - 0.5	%2.5 - 1	%2.5 - 1.0
% الوزن - هواء	%5.0 - 2.0	%12 - 2	%12 - 2
% الوزن - أكسجين	%75 - 60	%95 - 90	%95 - 90
إنتاج الأوزون الأمثل (كنسبة من سعة المولد)	8 - 10 ف	5 - 8 ف	5 - 8 ف
الفرق المثالي في ماء التبريد	تغذية الهواء: 12-8 تغذية الأكسجين: 6-4	تغذية الهواء: 12-8 تغذية الأكسجين: 6-4	تغذية الهواء: 12-8 تغذية الأكسجين: 6-4
الطاقة اللازمة: كيلوواط ساعة/باوند أوزون	7- 5	7- 5	7- 5
احتياجات الطاقة لأنظمة مغذيات الهواء كيلوواط ساعة/باوند O ₃			

خزانات الانتشار بالفقاعات:

هذا النوع من الخزانات شائع الاستعمال في الولايات المتحدة وفي دول أخرى (Langlais et al., 1991). وتتميز هذه الطريقة بعدم حاجتها إلى طاقة إضافية ومعدل انتقال عال للأوزون ومرونة العملية وبساطة التشغيل وعدم وجود أجزاء متحركة. يوضح الشكل (3-7) خزان انتشار بالفقاعات المكون من ثلاث مراحل. ويبين الشكل الجريان المتعاكس للأوزون والماء والترتيب المتبادل: جريان باتجاه واحد/ جريان متعاكس والجريان بنفس الاتجاه. وعدد مراحل التطهير للأوزون قد يتغير من مرحلتين إلى ست مراحل ومعظم المحطات تستعمل غرفتين أو ثلاث غرف للتلامس والتفاعل مع الأوزون (Langlais, et al., 1991).
تبنى خزانات الانتشار بالفقاعات عادة بعمق مياه مساو لـ 18 إلى 22 قدم للحصول على فعالية مساوية لـ 85 – 95% في انتقال الأوزون. ولأن الأوزون لا ينتقل جميعه إلى الماء، فإن غرف التطهير تغطي لاحتواء الغاز ويسير الغاز الفائض إلى وحدة تحطيم الغاز التي تحوي عادة حفازات أو حرارة وحفازات.



الشكل (3-7) خزانات الانتشار بالفقاعات

تستخدم خزانات انتشار الفقاعات ناشرات مصنوعة من السيراميك أو من الفولاذ الذي لا يصدأ والتي تكون إما على شكل قضيب أو قرص لتوليد الفقاعات. واعتبارات التصميم لهذه الناشرات (Renner et al., 1988) تتضمن:-

- سرعة جريان الغاز بين 0.5 – 4.0 scfm
- الحد الأقصى لنقصان الضغط 0.5 psig
- النفاذية من 2-15 in²/ft²/Cfm من سمك الناشر والمسامية 35 – 45%.

يفضل أن يصمم بناء خزان الانتشار بالفقاعات بحيث يوفر هيدروليكا الجريان المستمر. ويؤدي هذا التصميم إلى تخفيض حجم الخزان إلى الحد الأدنى وفي الوقت نفسه المحافظة على احتياجات م.ت للتطهير. ويتحدد حجم الخزان بالتزامن مع جرعة الأوزون وتركيز متبق الأوزون المتوقع لتحقيق احتياجات م.ت للتطهير.

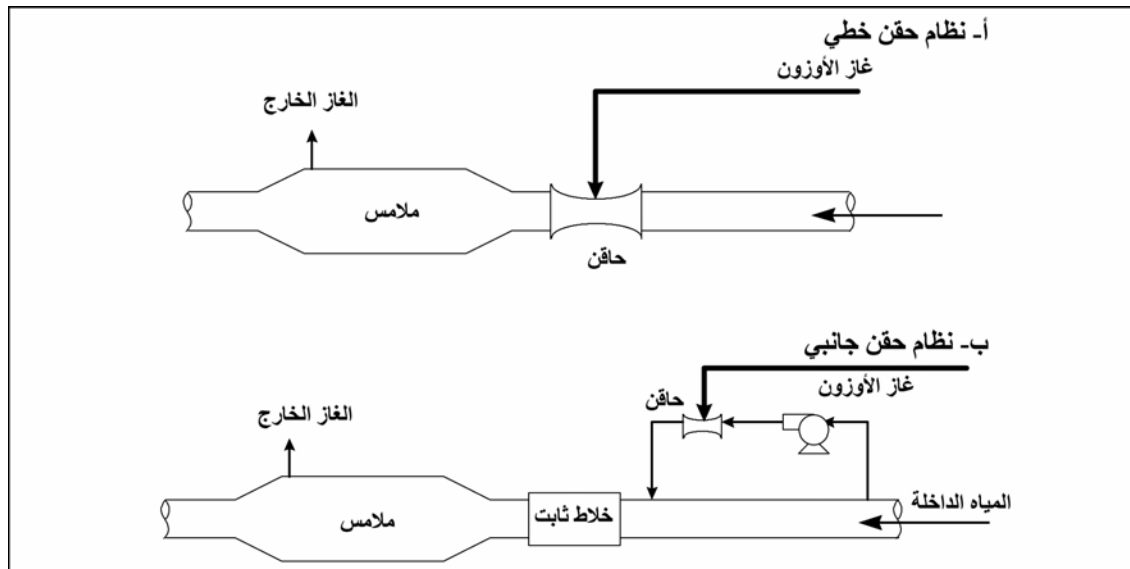
ويخلص الجدول (3-4) مزايا وسلبيات خزان الانتشار بالفقاعات (Langlais et al., 1991) وقد يسبب انسداد ثقب الناشر مشكلة عندما تكون جرعات الأوزون متقطعة أو عندما يكون تأكسد الحديد والمنغيز ضروري. واتجاه مجرى الفقاعات يعتمد على نوع الناشرات والمسافات بينها.

الجدول 3-4: مزايا وسلبيات خزان الانتشار بالفقاعات

مزايا	سلبيات
<ul style="list-style-type: none"> - لا يوجد أجزاء متحركة. - نقل فعال للأوزون. - فقدان قليل في الضغط الهيدروليكي. - بساطة التشغيل. 	<ul style="list-style-type: none"> - أحواض تلامس عميقة. - مجرى عمودي للفقاعات. - صيانة الكاسيت والخطوط.

الإذابة بالحقن:

تستخدم هذه الطريقة عادة في أوروبا، كندا، الولايات المتحدة (Langlais et al., 1991) حيث يحقن الأوزون إلى مجرى الماء تحت ضغط سالب يولد في أنبوب فنتوري ومن ثم يسحب إلى مجرى الماء. وفي حالات عدة يضخ مجرى فرعي من المجرى الكلي تحت ضغط مرتفع لزيادة الفراغ المتوافر لحقن الأوزون. وبعد حقن الأوزون في المجرى الفرعي يتحد هذا المجرى الذي يحتوي على الأوزون مع باقي المجرى في المحطة بتدفق عال لزيادة نشر الأوزون في الماء. ويوضح الشكل (3-8) أنظمة حقن أوزون نموذجية في الخط وفي المجرى الفرعي.



الشكل 3-8: نظام حقن الأوزون في المجرى الفرعي

من العوامل الأساسية في تصميم أنظمة خزانات الحقن هي نسبة الغاز إلى السائل. إذ يجب أن تبقى هذه النسبة أقل من 0.067 قدم³ في الدقيقة/جالون في الدقيقة لتعظيم فعالية نقل الأوزون (Langlais et al., 1991). ويلزم عادة جرعات أوزون صغيرة نسبياً وتركيز غاز أكبر من 6% بالوزن لتحقيق هذا المعيار (DeMers and Renner, 1992).

يمكن توليد غاز أوزون بتركيز عالي باستخدام مولد ذي تردد متوسط أو باستخدام الأكسجين السائل كغاز مغذ. ولتحقيق قيم م.ت اللازمة للتطهير، نحتاج إلى وقت تلامس إضافي بعد الحقن، يكون عادة في مفاعل الجريان المستمر. ويتحدد حجم الاتصال الإضافي بالتزامن مع جرعة الأوزون المستخدمة وتركيز الأوزون المتبقي لتحقيق احتياجات م.ت التطهير.

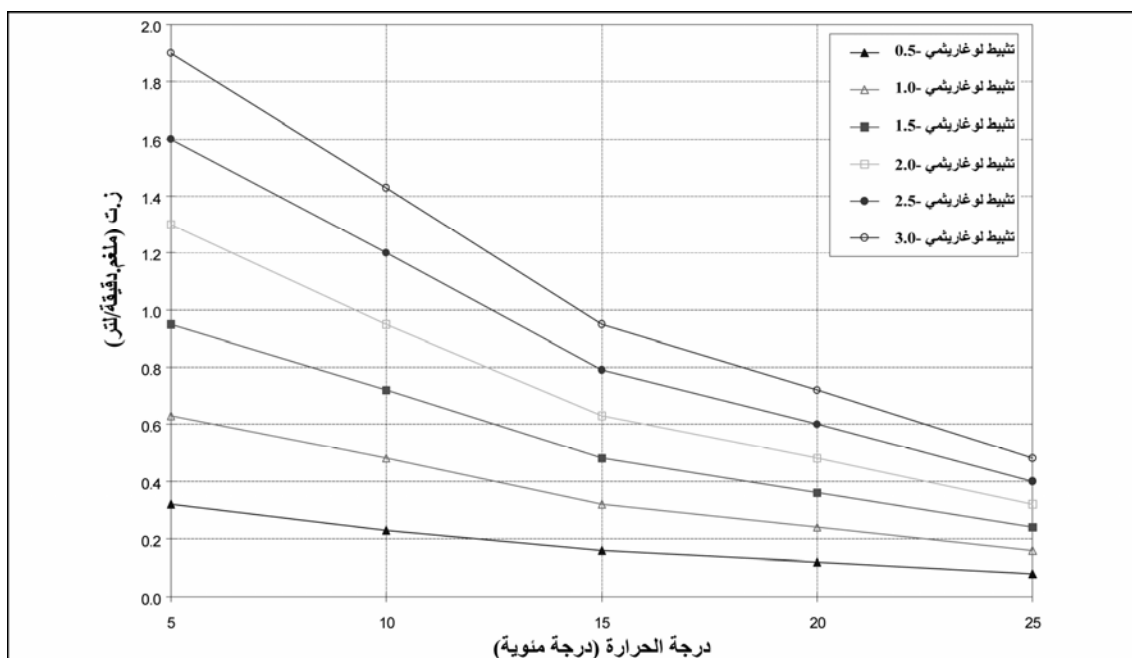
يلخص الجدول (3-5) مزايا وسلبيات نظام التطهير بالحقن (Langlais et al., 1991).

الجدول 3-5: مزايا وسلبيات التطهير بالحقن

المزايا	السلبيات
<ul style="list-style-type: none"> - الحقن والخلط الاستاتيكي ليس لها أجزاء متحركة. - نقل فعال جدا للأوزون. - عمق خزان التطهير أقل منه في حالة انتشار الفقاعات. 	<ul style="list-style-type: none"> - فقدان إضافي في الضغط بسبب الخلطات الإستاتيكية مما قد يستلزم الضخ. - السعة تتحدد بنظام الحقن. - تشغيل أكثر تعقيدا وكلفة أعلى.

خزانات التطهير بالخلط التيربيني:

تستخدم الخلطات التيربينية لتغذية غاز الأوزون في خزان التطهير وخط الأوزون بالماء في داخل هذا الخزان. ويوضح الشكل (3-9) خزان تطهير تيربيني نموذجي. ويظهر في تصميم الخلط التيربيني الموضح في الشكل، موتور موضوع خارج الحوض بحيث يسمح بعمل الصيانة اللازمة. وفي تصميمات أخرى يستعمل تيربين خلط، وقد تصل فعالية نقل الأوزون إلى الخلطات التيربينية أكثر من 90%. ولكن الطاقة اللازمة للوصول إلى هذه الفعالية تبلغ 2.2 - 2.7 كيلوواط لكل باوند من الأوزون الذي يتم نقله (Dimitrion, 1990) وتختلف أحواض الخلط التيربينية في عمق الماء، حيث يتراوح عمقها بين 6-15 قدم، ومساحات الانتشار تتراوح بين 5-15 قدم² (Dimitrion, 1990). وكما في حالة التطهير بالحقن، فقد لا يتوفر الوقت الكافي للإتصال في الحوض التيربيني للوصول إلى احتياجات ممت اللازمة للتطهير، وبالتالي قد تكون هنالك حاجة إلى حجم اتصال إضافي.



الشكل 3-9: خزان الخلط التيربيني

ويلخص الجدول (3-6) مزايا وسلبيات خزان الخلط التيربيني (Langlais et al., 1991).

الجدول 3-6: مزايا وسلبيات خزان الخلط التيربيني

المزايا	السلبيات
<ul style="list-style-type: none"> - يزداد نقل الأوزون بالتدفق والخلط العالي مما ينتج عنه فقاعات صغيرة. - عمق الخزان أقل من انتشار الفقاعات. - يمكن للتربينات أن تسحب الغاز الفائض من غرف أخرى لإعادة الاستخدام. - إزالة مشاكل انسداد الناشر. 	<ul style="list-style-type: none"> - يحتاج إلى طاقة. - يجب المحافظة على جريان غاز ثابت، مما يقلل من فعالية نقل الأوزون. - الحاجة إلى صيانة الخلاط التيربيني والموتور.

4.2.2.3 أنظمة تحطيم الغاز الفائض:

يكون تركيز الأوزون في الغاز الفائض من خزان التلامس أعلى بكثير من التركيز الذي يؤدي إلى الوفاة. فعلى سبيل المثال، إذا كانت فعالية انتقال الغاز 90% فإن خط تغذية الأوزون تركيز 3% يحتوي على 3,000 جزء بالمليون أوزون في الغاز الفائض. ويجمع الغاز الفائض ويحول الأوزون إلى الأكسجين قبل أن ينتقل إلى الجو المحيط. يتحطم الأوزون بسهولة على درجات حرارة أعلى من 350°م أو باستخدام حفاز يعمل على درجة حرارة أعلى من 100°م لتجنب تراكم الرطوبة. وتصمم وحدة تحطيم الغاز الفائض لإنقاص تركيز الأوزون إلى 0.1 جزء بالمليون (بالحجم)، والحد الحالي الذي وضعته إدارة السلامة والصحة المهنية أوشا OSHA لتعرض العمال هو فترة عمل مساوية لثمان ساعات، ويستخدم نافخ من جهة التفريغ في وحدة التحطيم لسحب الهواء من خزان التطهير، مع وضع الخزان تحت ضغط منخفض للتأكد من عدم تسرب أي كمية من الأوزون.

5.2.2.3 الآلات

لحماية العاملين والمعدات يجب توفير بعض الآلات لأنظمة الأوزون، مثل كشافات غاز الأوزون في أماكن مختلفة مثل غرف التوليد التي يمكن أن يتواجد فيها الأوزون والتي يتواجد بها العاملون بشكل روتيني. كذلك يجب توفير كشاف أوزون في مخرج وحدة تحطيم الغاز الفائض للتأكد من أن هذه الوحدة تعمل بشكل فعال. كما يجب وصل هذه الكشافات مع أنظمة التحكم في توليد الأوزون لإغلاق أنظمة توليد الأوزون إذا تم الكشف عن كمية زائدة من الأوزون. كذلك يجب تزويد كشاف للرطوبة أعلى مولد الأوزون وعلى مصدر غاز التغذية لحماية المولد من رطوبة غاز التزويد (عندما يكون الهواء هو الغاز المغذي). كما يجب تزويد مفاتيح تحويل للتدفق على مصدر الماء البارد لحماية المولد من الحرارة الزائدة، ومفتاح تحويل للضغط لتفادي الضغط الزائد.

يمكن استخدام بعض الآلات لرصد وضبط عملية الأوزنة. مع أن التحكم اليدوي ملائم للأنظمة الصغيرة، إلا أن معظم الأنظمة مصمم ليعمل أوتوماتيكياً، خاصة في المناطق النائية. ويمكن استخدام راصدات الأوزون مع وحدات معايرة حتى تتناغم جرعة الأوزون مع الاحتياجات، وبالتالي يمكن التحكم في توليد الأوزون. ويمكن استخدام مخططات تحكم متقدمة لخفض كلفة الحقن بالأوزون إلى الحد الأدنى وخفض الحاجة إلى انتباه المشغل، وتتضمن عدد من الأنظمة رصد للمتبقيات على نقاط متعددة في خزان التطهير للمحافظة على متبق الأوزون المرغوب به ولتجنب الجرعات الزائدة المستهلكة للطاقة.

3.2.3 التشغيل والصيانة

مع أن أنظمة الأوزون معقدة، وتستخدم آلات عالية التقنية، إلا أن العملية آمنة وموثوقة بصورة كبيرة، فلا تحتاج إلا إلى قدر بسيط من مهارة المشغل ووقته. أما صيانة المولدات فتحتاج إلى فنيين مهرة. وإذا لم يتوافر العاملون المؤهلون للصيانة في المحطة، فيمكن أن يقوم مصنع المعدات بهذا العمل. وبعض المحطات، مثل محطة لوس انجلوس للترشيح؛ والتي تنتج 600 مليون جالون في اليوم؛ تستخدم ميكانيكي المحطة لصيانة المولد والمعدات الأخرى ولذلك تتركب في العادة وحدات احتياطية.

ويجب أن تفحص المولدات يومياً أثناء التشغيل. وبعد أي إغلاق يجب أن يمرر الهواء الجاف أو الأكسجين خلال المولد للتأكد من التخلص من أي أثر للرطوبة قبل وضع الطاقة على الأقطاب، وفي حالة التشغيل لأول مرة أو بعد الإغلاق لفترة طويلة، فإن هذه العملية قد تأخذ 12 ساعة أو أكثر في حالة استخدام الهواء كغاز مغذ. وبدل ذلك يمكن إمرار تيار صغير من الهواء الجاف خلال المولد طوال الوقت عندما يكون في حالة الوقوف للمحافظة على الظروف الجافة.

يجب تغيير المرشحات ومجففات الماء في أنظمة تحضير الهواء بصورة دورية، وتعتمد دورية التغيير على نوعية الهواء الداخل وعدد ساعات التشغيل. وتحتاج الضاغطات إلى صيانة دورية تعتمد على النوع ووقت التشغيل. كما يجب فحص الضغط في خزانات الأكسجين السائل بصورة دورية. كذلك يجب فحص خزانات التطهير والخطوط دورياً للتأكد من التسريب والتآكل. ويجب تنظيف الأنابيب العازلة بصورة دورية. وتنفذ هذه العملية عندما تكون فعالية المولد 10-15%. وعملية تنظيف الأنابيب حساسة لأن هذه الأنابيب قابلة للكسر ومرفعة الثمن. ويجب توفير الحيز اللازم لعمليات التنظيف ولخزن الأنابيب الاحتياطية.

3.3 الاستعمالات الأولية ونقاط استخدام الأوزون

1.3.3 الاستعمالات الأولية للأوزون

يستخدم الأوزون في معالجة مياه الشرب لأغراض متعددة منها:-
أكسدة الملوثات غير العضوية، بما فيها الحديد والمنغنيز والكبريتيد.
أكسدة الملوثات العضوية النزرة، بما فيها مركبات الطعم والرائحة والملوثات الفينولية وبعض مبيدات الحشرات... الخ.
أكسدة الملوثات العضوية الموجودة بكميات كبيرة، بما فيها إزالة اللون وزيادة التفكك البيولوجي للمركبات العضوية والحد من مسببات النواتج الجانبية لعملية التطهير وخفض الاحتياجات للكلور.

1.1.3.3 التطهير

الأوزون عامل مؤكسد قوي يمكنه تحقيق التطهير بوقت تلامس أقصر وتركيز أقل من المطهرات الأضعف، مثل الكلور وثاني أكسيد الكلور وأحادي كلورامين (DeMers and Renner, 1992). إلا أن الأوزون يمكن استخدامه فقط كمطهر أولي، حيث إنه لا يستطيع المحافظة على متبق في نظام التوزيع، لذلك يجب أن يستعمل مع الأوزون مطهر ثانوي مثل الكلور و الكورامين أو ثاني اكسيد الكلور لتحقيق نظام تطهير متكامل.

2.1.3.3 أكسدة الحديد والمنغنيز

يؤكسد الأوزون الحديد والمنغنيز، حيث يحول الحديد (+2) إلى حديديك (+3) والمنغنيز من (+2) إلى (+4). وتترسب الصور المؤكسدة من الحديد والمنغنيز على شكل هيدروكسيد الحديد وهيدروكسيد المنغنيز (AWWA, 1990). والتركيب الكيميائي الدقيق لهذه الرواسب يعتمد على طبيعة الماء ودرجة الحرارة ودرجة الحموضة. وجرعة الأوزون اللازمة للأكسدة 0.43 ملغم/ملغم حديد و 0.88 ملغم/ملغم منغنيز (Langlais et al., 1991).

يتأكسد الحديد على درجة حموضة بين 6-9 ولكن المنغنيز يتأكسد بفعالية أكبر على درجة حموضة حوالي 8. كذلك فإن الأوزنة الزائدة ليس لها أي تأثير على الحديد، ولكنها تؤدي إلى إعادة ذوبان المنغنيز الذي يجب أن يؤكسد بعد ذلك في نهاية خط المعالجة إلى ثاني اكسيد المنغنيز.

3.1.3.3 أكسدة مركبات الطعم والرائحة

يستعمل الأوزون لأكسدة / وتحطيم المركبات المسببة للطعم والرائحة لأن عددا من هذه المركبات يظهر مقاومة شديدة لعملية الأكسدة وقد أكد (etal., 1986 Suffet) أن الأوزون مؤكسد فعال لمعالجة الطعم والرائحة. فعلى جرعات أوزون 2.5 إلى 2.7 ملغم/لتر وزمن تلامس 10 دقائق (متبق أوزون 0.2 ملغم/لتر) يقل الطعم والرائحة لبعض المياه التي تم فحصها بصورة كبيرة. وقد استعمل الأوزون لإزالة الطعم والرائحة بشكل خاص في أوائل محطات معالجة المياه التي تم إنشاؤها في الولايات المتحدة (1940 – 1986).

4.1.3.3 الحد من مسببات النواتج الجانبية لعملية التطهير

بينت بعض الدراسات الأولى التي أجريت على أكسدة مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير أن تأثيرات الأوزنة قبل الكلورة تعتمد على الموقع وأنه لا يمكن التنبؤ بنتائجها

(Umphries et al., 1979). ويظهر أن العوامل المهمة التي تحدد تأثير الأوزن هي: الجرعة ودرجة الحموضة والقاعدية والأهم من هذا كله طبيعة المواد العضوية. وعلى درجة حموضة منخفضة يكون تحطيم مسببات النواتج الجانبية بالأوزون فعالاً جداً. ولكن على درجة حموضة حرجية أعلى، يصبح الأوزون أقل فعالية، حتى أنه في بعض الأحيان يسبب زيادة في كمية مسببات النواتج الجانبية لعملية الكلورة. وتبلغ درجة الحموضة الحرجية هذه لمعظم المواد الدبالية 7.5، والتي هي درجة الحموضة التي يتسارع فيها تفكك الأوزون لتكوين جذور الهيدروكسيل الحرة بصورة كبيرة، وبالتالي تزداد سرعة أكسدة المواد العضوية.

وتتكون على درجات الحموضة المنخفضة (بين 6-7 تقريباً)، حيث يسود الأوزون الجزيئي على جذور الهيدروكسيل الحرة - مسببات جانبية أولية لثلاثي هالوجينوميثان، تختلف في طبيعتها عن تلك التي تتكون عندما يسود جذر الهيدروكسيل الحر على درجات الحموضة المرتفعة. وهذا منطقي، نظراً للمقدرة الأعلى لجذور الهيدروكسيل الحرة على الأكسدة مقارنة بالأوزون الجزيئي.

وزيادة القلوية لها تأثير ايجابي على إمكانية تكون ثلاثي هالوجينوميثان (Langlais et al., 1991)، ويحدث هذا لأن القلوية تزيد جذور الهيدروكسيل الحرة التي تتكون أثناء الأوزنة، مما يترك الأوزون كمؤكسد وحيد قادر على

أكسدة المواد العضوية المسببة للنواتج الجانبية لحالة تأكسد أقل منها في حالة جذر الهيدروكسيل الحر. وعلى درجة حموضة متعادلة ومستويات متوسطة من قلوية البيكربونات، فإن احتمالية تكون ثلاثي هالوجينوميثان تنقص بنسبه بين 3-20% على جرة أوزون تتراوح بين 0.2 – 1.6 ملغم أوزون لكل ملغم من الكربون. (Singer et al., 1989; Georgeson and Karimi, 1988).

5.1.3.3 زيادة التحلل البيولوجي للمركبات العضوية

قد يكون الأوزون فعالاً في الأكسدة الجزئية للمركبات العضوية في الماء إلى مركبات قابلة للتحلل البيولوجي يمكن إزالتها بالترشيح البيولوجي (Demers and Renner, 1992). والأكسدة الجزئية هذه تؤدي إلى مواد عضوية بأوزان جزيئية أقل يسهل تحللها البيولوجي. وتحدث هذه الزيادة في الجزء القابل للتحلل البيولوجي من الكربون العضوي كنتيجة لمستويات الأوزنة المتوسطة والعالية. ومستويات الأوزون هذه اعتيادية للجرعات المستخدمة عادة في التطهير.

6.1.3.3 تحسين التخثير والترشيح

نشر في المراجع أن الأوزون يحسن من فعالية التخثير والترشيح (Gurol and Pidatella, 1993; Farardin and Collins, 1990; Rechhow et al., 1993; Stolarik and Christle, 1997) إلا أن آخرين لم يجدوا أي تحسن في عكر الماء المتدفق من المرشحات نتيجة للأوزنة (Tobiason et al., 1992; Hildebrand et al., 1986). وقد جمع (Prendiville, 1986) بيانات من محطة كبيرة لمعالجة المياه أظهرت أن الأوزنة المسبقة أكثر فعالية من الكلورة المسبقة في خفض عكر الماء المتدفق من المرشحات. والسبب في تحسن التخثير غير واضح، ولكن وضعت بعض الاحتمالات (Rechhow et al., 1986) منها:-

- أكسدة المركبات العضوية إلى أشكال أكثر استقطاباً.
- أكسدة أيونات المعادن إلى معقدات غير ذائبة، مثل معقدات أيون الحديدك.

2.3.3 نقاط الاستخدام

يغذى الأوزون في محطات معالجة المياه في العادة في بداية المحطة (الماء الخام) (أوزنة مسبقة) أو بعد الترسيب. ويمكن تقييم كيفية استخدام الأوزون في عملية المعالجة بالاعتماد على جودة المياه الخام والعكر واحتياجات الأوزون (كمية الأوزون اللازمة لجميع احتياجات الأكسدة للماء). ويدرج الجدول (3-7) المعايير لاختيار نقاط التغذية بالأوزون اعتماداً على هذين العاملين. وإذا ما تم نقل عملية الأوزنة إلى نهاية خط المعالجة، بعد الترسيب، فإن الحاجة للأوزون وإنتاج النواتج الجانبية يصبح أقل. وميزة وضع الأوزون قبل المرشح أنه يمكن إزالة المركبات العضوية القابلة للتحلل البيولوجي التي تتكون أثناء الأوزنة، بالنشاط البيولوجي اللاحق في المرشحات.

وللحصول على ماء بجودة عالية مع ترشيح مباشر، فإن الماء الخام هو الموقع العملي لتغذية الأوزون.

يتميز ماء الصنف الثاني الجدول (3-7) بحاجة منخفضة للأوزون وعكر عال. وهذه النوعية تشير إلى وجود مواد غير عضوية، مثل الصلصال أو جسيمات الطمي، وحتى يكون الأوزون في فعاليته القصوى في تطهير الماء من الصنف الثاني، يجب أن يضاف إما قبل الترسيب أو الترسيب التقليدي.

الجدول 3-7: معايير اختيار نقاط إضافة الأوزون للأنظمة الصغيرة

اعتبارات خاصة	نقاط إضافة الأوزون	جودة المياه الخام
<ul style="list-style-type: none"> ■ حاجة منخفضة للأوزون. ■ نواتج جانبية قليلة لعملية التطهير. ■ مواد عضوية قليلة قابلة للتحلل البيولوجي. 	الماء الخام، أو بعد الترسيب	الصنف الأول: العكر أقل من NTU10 الحاجة للأوزون أقل من 1 ملغم/لتر
<ul style="list-style-type: none"> ■ حاجة منخفضة للأوزون. ■ جسيمات غير عضوية مرتفعة. ■ مواد عضوية قليلة قابلة للتحلل البيولوجي. 	بعد الترسيب	الصنف الثاني: العكر أكثر من NTU10 الحاجة للأوزون أقل من 1 ملغم/لتر
<ul style="list-style-type: none"> ■ حاجة عالية للأوزون. ■ نواتج جانبية للتطهير. ■ تكون مواد عضوية قابلة للتحلل البيولوجي. 	الماء الخام أو بعد الترسيب	الصنف الثالث: العكر أقل من NTU10 الحاجة للأوزون أكبر من 1 ملغم/لتر

أما الماء ذو العكر المنخفض والحاجة العالية للأوزون (الصنف الثالث، الجدول 3-7) فيحوي مواد مذابة، وليست عالقة، تساهم في الحاجة الكبيرة للأوزون. ومثال ذلك، المياه الجوفية التي تحتوي على أيون البروميد والحديد والمنغنيز، واللون والمواد العضوية. ويضاف الأوزون لهذا النوع من المياه إما للمياه الخام أو بعد الترسيب. وإذا

كان الماء يحتوي على مكونات عضوية، تصبح هذه أكثر قابلية للتحلل البيولوجي بالأوزنة، وبسبب العكر المرتفع والحاجة الكبيرة للأوزون فإنه قد يحتاج إلى خطوة معالجة بيولوجية (انظر الجزء 4.3.3). ووجود مكونات عضوية قابلة للأكسدة أو أيون بروميد يولد بالأوزنة نواتج جانبية للتطهير.

يعتبر الصنف الرابع الجدول (3-7) الأصعب في المعالجة بالأوزون بسبب العكر المرتفع والحاجة الكبيرة للأوزون. ومثال ذلك، المياه السطحية التي تحتوي على تراكيز عالية من المواد العضوية والجسيمات غير العضوية. ويكون استخدام الأوزون لهذا النوع من المياه أكثر فعالية إذا أضيف بعد الترسيب، كما يمكن إضافته بعد الترشيح. وإذا كانت حاجة الماء للأوزون عالية جداً، فقد تكون هنالك حاجة إلى نقاط أوزنة مزدوجة لتحقيق أهداف التطهير، لأن وجود كميات كبيرة من المواد العضوية قد يحتاج إلى خطوة معالجة بيولوجية وقد يولد نواتج تطهير جانبية.

3.3.3 التأثير على عمليات المعالجة الأخرى

- تؤثر الأوزنة على عمليات المعالجة الأخرى في محطات معالجة المياه وتتضمن هذه التأثيرات ما يلي:-
- يؤدي استخدام الأوزون إلى تكون مواد عضوية قابلة للتحلل البيولوجي (BOM) والتي قد تسبب النمو البيولوجي، وقد تؤدي إلى زيادة سرعة التآكل في أنظمة التوزيع إذا لم تتم إزالة هذه المواد بالترشيح البيولوجي النشط. وإذا تمت الأوزنة قبل المرشحات البيولوجية، فقد تؤثر على المرشحات بزيادة النمو البيولوجي وزيادة الحاجة إلى الغسل الراجع.
- الأوزون عامل مؤكسد قوي يتفاعل مع مؤكسدات أخرى، مثل الكلوروثاني أكسيد الكلور وأحادي كلورامين.
- أكسدة الحديد والمنغنيز بالأوزون تولد أكاسيد غير ذائبة يجب أن تزال بالترسيب والترشيح. وهذه الأكاسيد غير الذائبة تؤثر على المرشحات بزيادة الحمل عليها وبالتالي زيادة الحاجة إلى الغسل الراجع.
- تؤدي الأوزنة المسبقة و/أو الأوزنة الداخلية لمعظم المياه الخام إلى نقص في الحاجة إلى الكلور ثاني أكسيد الكلور أو أحادي كلورامين للمياه الجاهزة مما يؤدي إلى المحافظة على ثبات متبق الكلور بتركيز منخفض.

ويمكن أن يرجع القارئ إلى وثيقة دليل التوافق المتزامن الصادر عن وكالة حماية البيئة الأمريكية (يتوقع توافرها عام 1999) للحصول على معلومات إضافية عن التفاعل بين المؤكسدات وعمليات المعالجة الأخرى. (EPA's Simultaneous Compliance Manual)

4.3.3 الترشيح البيولوجي النشط

تزيد الأوزنة عادة من التحلل البيولوجي للمواد العضوية الطبيعية في الماء؛ لأن عدداً من الجزيئات العضوية الكبيرة تتحول إلى جزيئات عضوية أصغر يمكن أن تتحلل بيولوجياً بسهولة. هذه الزيادة في التحلل البيولوجي للكربون العضوي الذائب (BDOC) قد تسرع النمو البكتيري ومعاودة النمو في نظام التوزيع إذا لم تتم إزالته في محطة المعالجة. وقد وجد (LeChevallier et al., 1992) أن مستويات الكربون العضوي المتاح التي تكون أقل من 100 جزء بالليون قد تكون ضرورية للحد من إعادة النمو البكتيري المتزايد في أنظمة التوزيع إذا لم تتم إزالتها في محطة المعالجة.

إذا تمت الأوزنة قبل الترشيح، وكانت الظروف البيئية مثل الأكسجين المذاب ودرجة الحموضة ودرجة الحرارة مناسبة، فإن النشاط الميكروبيولوجي يزداد في المرشح ونسبة إزالة الكربون العضوي الذائب القابل للتحلل البيولوجي/الكربون العضوي المتاح تزداد. وإضافة الأوزون تزيد ليس فقط من إمكانية التحلل البيولوجي للمواد العضوية الذائبة، بل أنها تدخل أيضاً كميات كبيرة من الأكسجين إلى الماء، وبذلك، تخلق البيئة المناسبة للنمو البيولوجي في وسط الترشيح. ومزايا الترشيح البيولوجي النشط (Price, 1994) تتضمن الأمور التالية والتي تم تحقيقها في معظم المحطات التي تستخدم الأوزون في الولايات المتحدة:

- إنتاج ماء ثابت بيولوجياً لا يحفز النمو الزائد للجراثيم ومعاودة النمو في نظام التوزيع.
- إزالة المواد العضوية الطبيعية (NOM) التي قد تعمل كمسببات لتكون النواتج الجانبية كنتيجة للتطهير بمتبقيات الكلور الحر أو المتحد.
- تنقص الأكسدة بالأوزون كمظهر أولي قبل الترشيح البيولوجي النشط وتركيز الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) في الماء الجاهز، وبالتالي تنقص احتمالية معاودة النمو.
- خفض حاجة الماء الجاهز إلى متبقيات المطهرات للتمكن من تحقيق الحد الأقصى لمتبقيات المطهرات حسب التشريعات المقترحة.
- إزالة النواتج الجانبية للأوزنة أو الحد منها.

يمكن دعم النشاط البيولوجي على وسط مرشحات الرمل البطيء، وسط المرشحات السريعة ووسط الكربون الحبيبي المنشط، لأن هذه الأوساط تؤمن السطح اللازم لالتصاق الجراثيم. وعوامل مثل مساحة السطح وتوافر المغذيات ودرجة الحرارة وغيرها تحدد الأداء وفعالية إزالة الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي. وتتكون الكتلة الحيوية بمستويات عالية على الكربون الحبيبي المنشط بسبب خشونة سطحه مقارنة بالأنتراسايت والرمل.

1.4.3.3 مرشحات الرمل البطيئة

تزيد فعالية إزالة الكربون العضوي الكلي بمقدار 35% إذا تمت إضافة الأوزون قبل عملية الترشيح الرملي البطيء (Rachwal et al., 1988; Zabel, 1985). كذلك تؤدي إضافة الأوزون إلى زيادة فعالية مرشحات الرمل البطيئة في إزالة الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي.

2.4.3.3 المرشحات السريعة

ركزت الأبحاث في مجال المرشحات البيولوجية النشطة السريعة على إنقاص الكربون العضوي المتاح (AOC) بدلاً من الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC). فبينما أوجدت الدراسات أن الترشيح السريع الذي يستخدم الرمل أو الوسط المزدوج يخفض من مستويات الكربون العضوي المتاح (AOC) بعد الأوزون، فإن الكربون العضوي المتاح لا يقيس جميع كمية الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC). فالكربون العضوي المتاح يقيس جزءاً من الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي الذي يكون متاحاً أكثر أو قابلاً أكثر للتحلل البيولوجي تحت ظروف مخبرية معينة بواسطة كائنات دقيقة محددة. وأظهرت نتائج الأبحاث أن التحلل البيولوجي للكربون العضوي المتاح يمكن أن يحدث في المرشحات السريعة. ولكن يجب أن ينظر إلى هذه البيانات بحرص، لأن الكربون العضوي الذائب والذي يتحلل بيولوجياً بصعوبة أكبر ولا يقاس بالكربون العضوي المتاح قد يمر من خلال المرشحات السريعة.

3.4.3.3 الكربون الحبيبي المنشط

يمكن تنشيط الكربون الحبيبي المنشط بيولوجياً بالإدخال المتعمد لكمية كافية من الأكسجين المذاب إلى الماء قبل إمراره على أعمدة الكربون الحبيبي المنشط. وتوفر مساحة السطح الكبيرة وزمن الاستبقاء الطويل على الكربون الحبيبي المنشط البيئة المثالية لزيادة النمو البيولوجي.

يزيد الأوزون في الواقع من كمية الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي، فإن فعالية التحلل البيولوجي اللاحق على الكربون الحبيبي المنشط يمكن أن يجعل الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) في ماء التدفق الخارج من الكربون الحبيبي المنشط أقل منه في ماء الأوزون الداخل (Langlais et al., 1991). والدرجة التي يمكن أن يزال بها الكربون العضوي الذائب القابل للتحلل البيولوجي بواسطة الأوزون /أو الكربون الحبيبي المنشط تعتمد على ظروف العملية من حيث درجة الحرارة وكمية الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) ومعدل الحمل على عمود الكربون الحبيبي المنشط والمقاس بزمن الاتصال مع العمود الفارغ. فعلى سبيل المثال، إذا كان تركيز الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي في الماء الداخل 0.65 ملغم كربون/لتر وزمن الاتصال مع العمود الفارغ 10 دقائق، فإننا نتوقع أن يكون الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي في الماء الخارج 0.25 ملغم كربون/لتر. ويمكن تخفيض كمية الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) إما:-

- بإضافة الأوزون والذي يزيد من الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي في الماء الداخل إلى الكربون الحبيبي المنشط وبالتالي فإنه يخفض منه في الماء الخارج .
- أو بإضافة كمية أكبر من الكربون الحبيبي المنشط أو بإنقاص معدل الحمل والذي يزيد من زمن الاتصال مع العمود الفارغ (EBCT) ويخفض الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) في الماء الخارج (Billen et al., 1985 as cited in Langlais et al., 1991).

وقد دون (Huck et al., 1991) نتائج قياسات الكربون العضوي المتاح في محطة معالجة ريادية. وتعالج المحطة مياه نهر ساسكشيفان التي تتضمن التخثير والتندف والترسيب قبل الأوزنة. وبعد الأوزنة يتم ترشيح الماء من خلال مرشح ذي وسط مزدوج (أنتراسايت – رمل) متبوع بالادمصاص على كربون حبيبي منشط. وقد بينت النتائج:-

- أن إزالة الكربون العضوي المتاح أثناء التخثير والتندف والترسيب كانت متغيرة (80% إلى صفر).
- زيادة في الكربون العضوي المتاح بعد الأوزنة.
- تحسين في إزالة الكربون العضوي المتاح بالترشيح باستخدام وسط مزدوج على أحمال هيدروليكية منخفضة والكربون العضوي المتاح كان أقل بالماء الخارج من المرشح منه في الماء الخام ولكنه متغير بصورة كبيرة.
- مستويات الكربون العضوي المتاح (AOC) بعد الكربون الحبيبي المنشط منخفضة، وغالباً ما تكون أقل منها في الماء الخام، ويظهر أن الإدمصاص يساهم في الإزالة الفورية للكربون العضوي المتاح.

5.3.3 تثبيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير

يظهر الأوزون فعالية عالية كمبيد للجراثيم لمجموعة كبيرة من الكائنات الممرضة تتضمن الجراثيم والأوالي والفيروسات. وبسبب فعاليته العالية كمبيد للجراثيم، يستخدم الأوزون للوصول إلى تثبيط كبير تتطلبه أنظمة معالجة المياه بمرشحات أو بدون مرشحات. ولكن، لا يمكن استخدام الأوزون كمطهر ثانوي لأن متبقي الأوزون يتحلل بسرعة كبيرة. وفعالية التطهير بالأوزون لا تتأثر بدرجة الحموضة (Morris, 1975)، إلا أنه وبسبب وجود جذور الهيدروكسيل الحرة والتفكك السريع، فإن الفعالية تبقى متساوية، ولكن يجب أن تكون كمية الأوزون المستخدمة أكبر، على درجة حموضة أعلى للمحافظة على "C".

6.3.3 آليات التثبيط

يعزى تثبيط الجراثيم بالأوزون لتفاعل الأكسدة (Bringmann, 1954; Chang, 1971). ويظهر أن الموقع الأول الذي يهاجمه الأوزون هو جدار الجراثيم (Giese and Christesen, 1954)، إما من خلال الجلايكوبروتينات أو الجلايكوليبيدات (Scott and Lesher, 1963) أو من خلال بعض الأحماض الأمينية مثل التربتوفان (Goldstein and McDonagh, 1975) بالإضافة إلى ذلك، فإن الأوزون يعطل النشاط الأنزيمي للجراثيم بالعمل على مجموعات سلفهايدريل الموجودة على بعض الأنزيمات. ويستطيع الأوزون أن يؤثر فيما بعد على جدار الخلية وغشاء الخلية وعلى المادة النووية في داخل الخلية. وقد وجد أن الأوزون يؤثر على البيورينات والبيريميدينات في الأحماض النووية (Giese and Christensen, 1954; Scott and Lesher, 1963) وأول موقع يثبطه الأوزون في الفيروسات هو غطاء الفيروس، وخاصة البروتينات الموجودة فيه (Cronhom et al., 1976; and Riesser et al., 1976).

يظهر أن الأوزون يعدل في مواقع الغطاء التي يستخدمها الفيروس لتثبيت نفسها على سطوح الخلايا. والتراكيز العالية من الأوزون تفكك الغطاء تفكيكاً كاملاً. ووجد أحد الباحثين أن آلية التثبيط بالأوزون لحمض الريبونووي (RNA) للعائية F2 (فيروس حال للجراثيم) يتضمن إطلاق حمض الريبونووي من جسيمات العائية بعد أن يتحطم غطاؤه إلى قطع متعددة (Kim et al., 1980).

هذا الاكتشاف يشير إلى أن الأوزون يكسر غطاء البروتين، وبالتالي يتحرر حمض الريبو النووي (RNA) ويتعطل الإدماص على شعيرات العائل. كذلك فإن حمض الريبو النووي المعزى يمكن أن يُثَبِّط ثانوياً بالأوزون بسرعة أقل من تلك للحمض الريبو النووي في داخل العائية (فيروس حال للجراثيم) T4 مشابه تماماً لتثبيط حمض الريبونووي، حيث يهاجم الأوزون غطاء البروتين ويحرر الحمض النووي ويثبط حمض الديوكسي ريبونوكليك (DNA). وبالمقابل وجد في بحث حديث عن فيروس التتباك الفسيفسائي (TMV) أن الأوزون له تأثير خاص على حمض الريبو النووي (RNA). ووجد أن الأوزون يهاجم كلاً من غطاء البروتين وحمض الريبو النووي (RNA) ويتقاطع (RNA) التالف مع الأحماض الأمينية في الغطاء البروتيني للوحدات الثانوية. وقد استنتج المؤلفون أن هذا الفيروس يفقد فعاليته بسبب فقدانه للغطاء البروتيني.

أظهرت الفحوصات المجهرية لتثبيط التروفوزايتات والأسنتامبيا أن الأوزون يقضي على هذه الكائنات بسرعة وأن جدران خلاياها قد تمزقت (Perrine et al., 1984). وقد بين (Perrine and Langlais) أن الأوزون قد أثر على النتوءات في حويصلات النيجلرية (Langlais and Perrine, 1984) واعتماداً على ظروف الأوزنة، فإن هذه النتوءات، قد أزيلت تماماً أو أُتلفت جزئياً. وقد تكهن (Wickramanayake, 1984c) أن الأوزون يؤثر في البداية على جدار حويصلات الجياردية ميوريس ويجعلها أكثر نفاذية. بعد ذلك، يخترق الأوزون المائي الحويصلة ويتلف الغشاء البلازمي، والنفاذية الإضافية للأوزون تؤثر في النهاية على النواة والرايبوسومات والمكونات البنائية الأخرى الصغيرة جداً.

7.3.3 عوامل التطهير

بين (Hoigne and Bader, 1975 and 1976) أن سرعة تفكك الأوزون تعتمد بشكل معقد على درجة الحرارة ودرجة الحموضة وتركيز المكونات العضوية وغير العضوية. وتصنف الأجزاء التالية تأثير درجة الحموضة ودرجة الحرارة والمواد العالقة على سرعة تثبيط الأوزون للكائنات الممرضة.

وتعد إمكانية المحافظة على تركيز عال للأوزون المائي حرجة من ناحية التوافق مع تشريعات التطهير. وهذا يعني أن العوامل التي تسرع في تفكك الأوزون غير مرغوبة في التنشيط لأن متبقي الأوزون يختفي بسرعة وبالتالي تنخفض قيمة م.ت، مما يؤدي إلى زيادة في تركيز الأوزون المستعمل وبالتالي زيادة الكلفة.

1.7.3.3 درجة الحموضة pH

أوجدت الدراسات أن لدرجة الحموضة تأثير قليل على إمكانية متبقيات الأوزون المذاب في تنشيط الجراثيم الحمضية، مثل المتطفرات (Mycobacteria) والشعيات (Actionmycetes) (Farooq, 1976). كذلك وجد انخفاض طفيف في فعالية الأوزون المتبقي كمبيد للفيروسات كلما انخفضت درجة الحموضة (Roy, 1979). ولكن وجد (Vaughn et al., 1987) أن العكس هو الصحيح. ويظهر أن التغيير في فعالية التطهير بتغير درجة الحموضة سببه التغير في سرعة تفكك الأوزون. حيث يحدث تفكك أسرع للأوزون في المحاليل المائية ذات درجة الحموضة العالية ليُكون أنواع مختلفة من المؤكسدات بفعاليات مختلفة (Langlais, 1991). وقد أظهرت الفحوصات التي أجريت على تركيز متبقي أوزون ثابت ودرجات حموضة مختلفة أن درجة تنشيط الكائنات الدقيقة بقيت تقريباً ثابتة (Farooq et al., 1977). و أظهرت دراسات أحدث نقصان في تنشيط الفيروسات السنجابية والعجيلية (Wa, 5A-11) بالأوزون على درجة حموضة قاعدية (8-9) (HarakehandButler, 1984).

وجد أن تنشيط حويصلات الجياردية موريس يتحسن عندما ترتفع درجة الحموضة من 7 إلى 9 (Wickramanayake, 1984a). وقد عزيت هذه الظاهرة إلى التغيرات المحتملة في كيمياء الحويصلات مما يسهل تفاعل الأوزون مع مكونات الحويصلة على درجة الحموضة الأعلى. ولكن أوجدت نفس الدراسة أن تنشيط حويصلات النيجلرية (Naegleria Gruberi) كان ابطأ على درجة حموضة 9 منه على درجة حموضة منخفضة، مما يدل أن تأثيرات درجة الحموضة خاصة بنوع الكائن.

2.7.3.3 درجة الحرارة

يصبح الأوزون أقل ذائبية وأقل ثباتاً في الماء بازدياد درجة الحرارة (Katzenelson et al., 1974)، ولكن تبقى معدلات التطهير والأكسدة الكيميائية نسبياً ثابتة. أظهرت الدراسات أن زيادة درجة الحرارة من 0-30 م° يمكن أن تنقص ذائبية الأوزون بمقدار كبير وتزيد من سرعة تفككه، إلا أن الحرارة ليس لها تأثير على سرعة التطهير ضد الجراثيم (Kinman, 1975). وبكلمات أخرى، فقد وجد أن سرعة التطهير لا تعتمد على درجة الحرارة المعتادة في محطة معالجة المياه على الرغم من نقصان الذائبية ونقصان الثبات على درجات الحرارة الأعلى.

3.7.3.3 المواد العالقة

لم يظهر أي نقصان في تنشيط الأوزون للفيروسات والجراثيم المحتواة في ندف الألمنيوم والتي حجمها يقارب تلك التي تقلت عادة أثناء الترشيح، إذا كانت مستويات العكر بين 1-5 NTU (Walsh et al., 1980). وقد أثبتت هذه الدراسة أن ندف الألمنيوم لم يوفر أي حماية للكائنات الدقيقة. وتم الحصول على نتائج متشابهة للفيروس السنجابية والفيروس الكوكساي A9 والأشريكية القولونية مع البنونيت الطيني (Boyce et al., 1981). ولكن وجد أن ادمصاص العائية (فيرمس حال الجراثيم) F12 على البنونيت على درجة عكر بين 1-5 NTU يعيق سرعة التنشيط بالأوزون (Boyce et al., 1981). وعند أوزنة مياه الأنهر شديدة التلوث بالمواد العضوية، وجد في بعض الأحيان أن جزيئات المواد العضوية الكبيرة تحطمت إلى أجزاء صغيرة يمكن أن تستفيد منها الكائنات الدقيقة بسهولة أكبر في التمثيل الغذائي. وهذا التفتت للجزيئات الكبيرة مصحوباً بعدم قدرة الأوزون على المحافظة على تركيز فعال في نظام التوزيع، أدى إلى زيادة نمو الطبقة اللزجة وتدن في جودة المياه أثناء التزويد (Trojan and Hanson, 1989).

8.3.3 تنشيط الكائنات الدقيقة

تصف الأجزاء التالية فعالية التطهير بالأوزون لتنشيط الجراثيم والفيروسات والأوالي.

1.8.3.3 تنشيط الجراثيم

أثبت الأوزون فعاليته الشديدة ضد الجراثيم. فقد أوجدت الدراسات التأثير الكبير لتراكيز قليلة من الأوزون المذاب (0.6 مايكروغرام/لتر) على الأشريكية القولونية (Wuhrmann and Meyrath, 1995) والفيلقية المستروحة (Domingue et al., 1988). فقد انخفضت مستويات الأشريكية القولونية بمقدار 4 لوغاريتم (99.99%) في أقل من دقيقة عندما كان متبقي الأوزون 9 مايكروغرام/لتر على درجة حرارة 12 م°. أما مستويات الفيلقية المستروحة فقد انخفضت بأكثر من 2 لوغاريتم (نسبة إزالة 99%) بمدة تلامس لا تقل عن 5 دقائق على تركيز أوزون 0.21 ملغم/لتر. وقد وجدت نتائج مشابهة للأشريكية القولونية في حالة تنشيط ستافيلوكس sp. والزائفة المتألقة. أما العقدية فاستيلس فتحتاج إلى ضعف مدة

التلامس على نفس تركيز الأوزون، بينما تحتاج المتفطرة السلية إلى 6 أضعاف مدة التلامس للحصول على مستوى تثبيط مماثل لحالة الأشريكية القولونية.

وبالنسبة للجرثومة الخضرية، فإن الأشريكية هي أكثر أنواع الجراثيم حساسية. إضافة إلى ذلك فقد وجد فرق كبير بين العصيات الجرامية السالبة، بما فيها الأشريكية القولونية والكانتات الممرضة الأخرى مثل السالمونيلا التي وجد أنها جميعها حساسة للتثبيط بالأوزون، بينما الكوكاي الجرامية الموجبة (ستافيل كوكس والعقدية) والعصيات الجرامية الموجبة والمتفطرة هي أكثر أنواع الجراثيم مقاومة. بينما تكون الجراثيم المكونة للأبواغ أكثر مقاومة للتطهير بالأوزون من الجراثيم الخضرية (Bablon,etal., 1991) ولكنها جميعاً تثبط على مستويات أوزون منخفضة نسبياً.

2.8.3.3 تثبيط الأولي

تظهر حويصلات الأولي مقاومة أكبر تجاه الأوزون والمطهرات الأخرى من أشكال الجراثيم الخضرية والفيروسات. فالجياردية اللبيلية لها حساسية للأوزون مشابهة للأبواغ في حالة الجرثومة المتفطرة. وكل من حويصلات النيجليزية والشوكمية أكثر مقاومة للأوزون (وكل المطهرات الأخرى) من حويصلات الجياردية (Bablon et al., 1991). فقد وجد أن حاصل ضرب م.ت لتثبيط نسبته 99% للجياردية اللبيلية وجروبييري على درجة حرارة 50 م° كانت 0.53 و 4.23 ملغم/لتر، على التوالي (Wickramanayake et al., 1984a and 1984b). وقد أظهرت البيانات المتوافرة عن تثبيط الحويصلات الأنثوية للخفية الأبواغ، أنها الكائن الدقيق الأكثر مقاومة للأوزون بين الأولي. (Peeters et al., 1989; Langlais et al., 1990). وفي إحدى الدراسات تبين أن حويصلات خفية الأبواغ الأنثوية أكثر مقاومة للأوزون بمقدار 10 مرات من الجياردية (Owens et al., 1994).

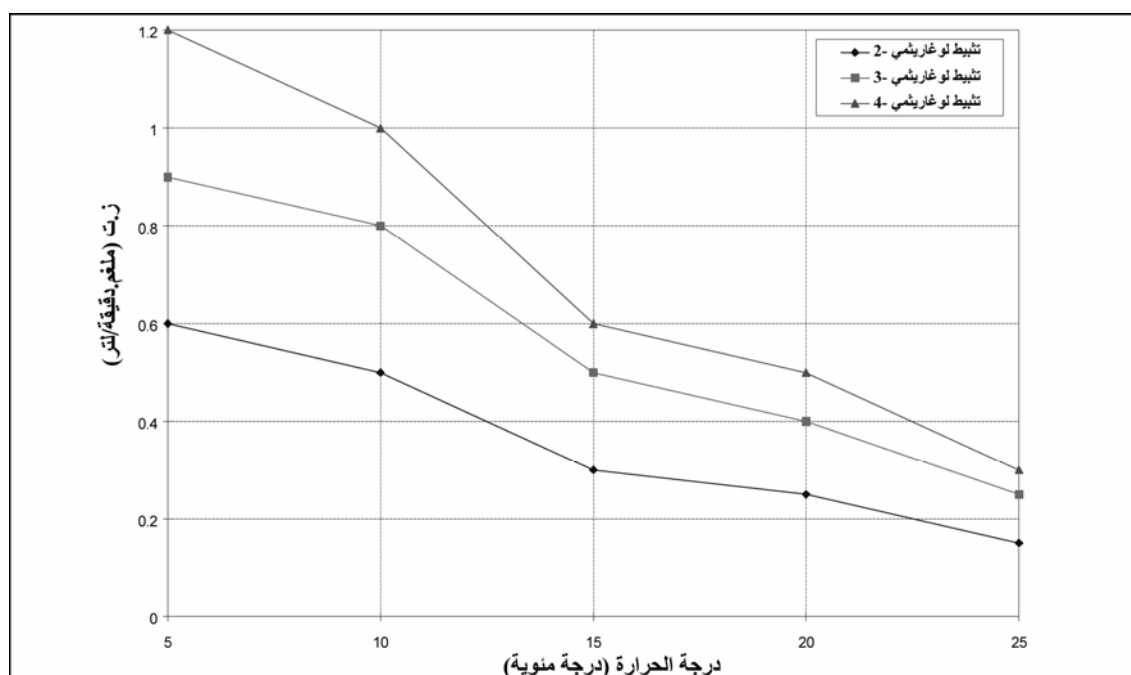
3.8.3.3 تثبيط الفيروسات

تكون الفيروسات في العادة أكثر مقاومة للأوزون من الجراثيم الخضرية ولكنها أقل مقاومة من الأشكال البوغية للجرثومة المتفطرة (Bablon et al., 1991). وأكثر أشكال الفيروسات حساسية هو العائية (فيروس حال للجراثيم)، ويظهر أن ليس هنالك فرق كبير بين الفيروسات السنجابية والكوكسائية. وقد قدرت حساسية فيروسات الإنسان العجالية للأوزون ووجدت مقاربة من الجرثومة المتفطرة والفيروسات السنجابية والكوكسائية (Vaughn et al., 1987). ودرس

(Keller et al.) تثبيط الفيروسات بالأوزون بإجراء فحوصات مخبرية في محطات ريادية. وكان تثبيط الفيروس السنجابي والفيروس الكوكسائي B₃ أكثر من 3 لوغاريتمات (99.9%) في فحوصات المختبر بوجود متبق من الأوزون مقداره 0.8 ملغم/لتر و 1.7 ملغم/لتر ومدة تلامس 5 دقائق. وقد تم الوصول إلى إزالة 5 لوغاريتمات (99.999%) من فيروسات الكوكسائي في المحطة الريادية على جرعة أوزون 1.45 ملغم/لتر، والتي تعطي متبقي أوزون 0.28 ملغم/لتر في ماء البحيرة.

4.8.3.3 منحنيات م.ت للجياردية اللبيلية

يبين الشكل (3-9) قيم م.ت التي بنيت على دراسات تطهير استخدمت فيها حويصلات الجياردية لاملبليا في أنبوب اختبار. وقد استخدمت قيم م.ت التي تم الحصول عليها على 5 م° وعلى درجة حموضة 7 كأساس لاشتقاق قيم م.ت على درجات حرارة أخرى. وقد استخدم معامل أمان مساوي لـ 2 للقيم المبينة في الشكل (3-9) (أ).



الشكل 3-10: قيم م.ت لتثبيط حويصلات الجياردية بالأوزون (درجات حموضة 6-9)

حددت قيم م.ت المبينة في الشكل (3-10) اللازمة للوصول إلى تثبيط 2 لوغاريتم للفيروسات باستخدام معامل أمان 3 على البيانات التي تم الحصول عليها من دراسة سابقة على الفيروسات السنجابية (Roy et al., 1982). وقد تم اشتقاق قيم م.ت لإزالة مقدارها 3 و 4 لوغاريتمات بتطبيق حركات التفاعل من الدرجة الأولى مع افتراض نفس معامل الأمان 3. ويفترض أن البيانات التي تم الحصول عليها على درجة حموضة 7.2 يمكن تطبيقها على درجات حموضة بين 6-9.

وقامت عدة مجموعات ببحث فعالية الأوزون لتثبيط حويصلات خفية الأبواغ الأنثوية. ويلخص الجدول (3-8) قيم م.ت لتثبيط مقداره 99% لحويصلات خفية الأبواغ الأنثوية. وتبين النتائج أن الأوزون واحد من أكثر المطهرات فعالية للحد من خفية الأبواغ (Finch et al., 1994) وأن مقاومة خفية الأبواغ مورييس للأوزنة قد تكون أكبر قليلاً من خفية الأبواغ بارقام (Owens et al., 1994).

وقد سجل نطاق واسع لقيم م.ت التي تعطي نفس مستوى التثبيط، وذلك بسبب الطرق المختلفة المستخدمة في قياس خفية الأبواغ واختلاف درجة الحموضة ودرجة الحرارة وفوق كل ذلك ظروف الأوزنة.

الجدول 3-8: ملخص لمتطلبات الأوزون المدونة في المراجع واللازمة لتنشيط حويصلات خفية الأبواغ الأنثوية بمقدار 99%

المرجع	م.ت ملغم. دقيقة/لتر	درجة الحرارة (م)	مدة التلامس (دقيقة)	متبقي الأوزون(ملغم/لتر)	بروتوكول الأوزون	الفصيلة
Llanglais etal.,1990	2.4-3.2	25	4	0.6 & 0.8	كميات سائل كميات معدلة من الأوزون	C.baileyi
Owens etal.,1994	7.8	22-25	18	0.5	جريان خلال خزان التطهير غاز مستمر	C.muris
Finch etal.,1993	9.0	7	7.8	0.5	كميات سائل. كميات أوزون.	C.parvum
Peeters etal.,1989	3.9	22	6	0.77	كميات سائل كميات أوزون	C.parvum
Konich etal.,1990	4.6	room	8	0.51	كميات سائل غاز مستمر	C.parvum
Owens etal.,1994	4	25	5&10	1.0	جريان خلال خزان التطهير غاز مستمر	C.parvum
	5-10 5.5	22-25				

لا يوجد قيم مثبتة لاحتياجات جرعة الأوزون ومدة التلامس (م.ت) لتنشيط حويصلات خفية الأبواغ الأنثوية في مياه الشرب عند استعمال الأوزون كما هو الحال لقيم م.ت لتنشيط الفيروسات وحويصلات الجياردية. فإحتياجات التنشيط (إزالة – اللوغاريتمات) لحويصلات خفية الأبواغ الأنثوية، لم يتم تنبئها بعد. بالإضافة إلى ذلك وكما يظهر في الجدول (3-8)، فإن احتياجات م.ت المدونة في المراجع تختلف من دراسة إلى أخرى، مما يزيد من عدم التأكد في تصميم احتياجات م.ت لاستخدام معين أو للتوافق مع الاحتياجات التشريعية.

4.3 النواتج الجانبية للتطهير بالأوزون

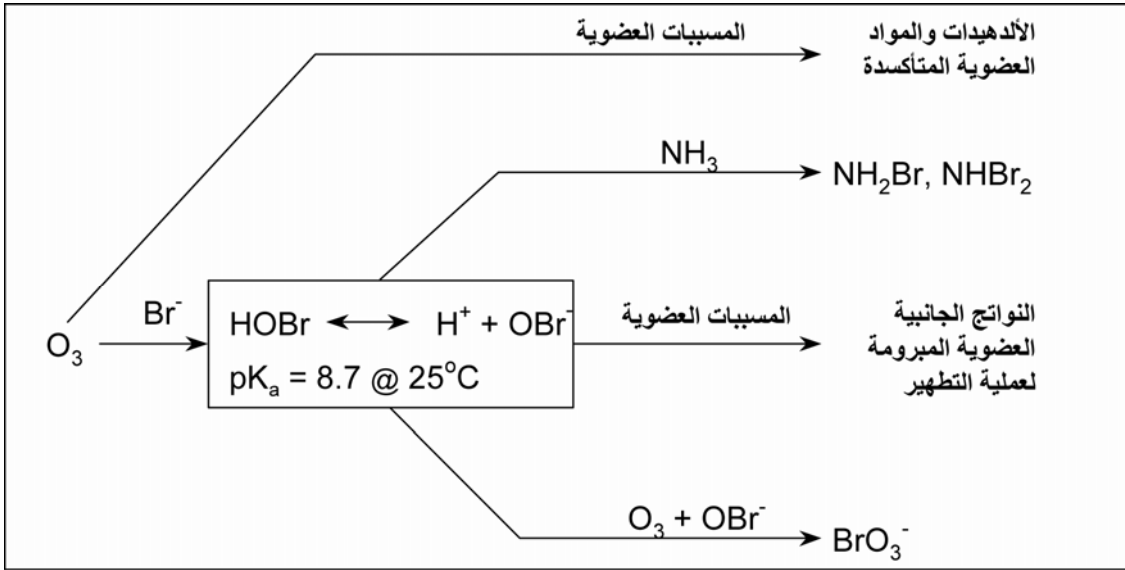
لا يكون الأوزون نواتج جانبية مهلجنة لعملية التطهير (ثلاثي هالوجينوميثان الكلية وهالوجينو حمض الأستيك 5) عندما يشارك في تفاعلات الأكسدة والاختزال مع المواد العضوية الطبيعية، ولكنه يكون نواتج جانبية عضوية وغير عضوية متنوعة. ويظهر الجدول (3-9) والشكل (3-11) النواتج الجانبية الأساسية المعروفة المرتبطة بالأوزنة. ولكن إذا كان أيون البروميد متواجداً في المياه الخام فقد يتكون نواتج جانبية مهلجنة لعملية التطهير. ويظهر أن هذه النواتج المبرممة لها أخطار صحية أكبر من النواتج الجانبية غير المبرممة لعملية التطهير.

الجدول 3-9: النواتج الجانبية الأساسية المعروفة للأوزنة

النواتج الجانبية للتطهير	المركبات
أحماض ألدووكيتو	الألدهيدات
حمض با يروفك	فورمالديهايد
نواتج جانبية مبرممة *	أستالديهايد
أيون البرومات	جلابوكسال
بروموفورم	ميثل جلابوكسال
أحماض أستيك المبرممة	أحماض
بروموكيرين	حمض الأكساليك
أستونايتريل مبرمن	حمض السكسينك
مواد أخرى	حمض الفورميك
بيروكسيد الهيدروجين	حمض الأستيك

* تتكون النواتج المبرممة فقط في المياه التي تحتوي على أيون البروميد.

مع أن الأوزون مطهر ومؤكسد فعال، إلا أنه لا يمكن الإعتماد عليه كمطهر ثانوي للمحافظة على متيق في نظام التوزيع. ويعتبر أحادي كلورامين مناسباً لهذا الغرض لأنه ينتج كمية قليلة أو لا ينتج نهائياً نواتج تطهير جانبية مهلجنة. ويمكن أن يتم اختيار الكلور للتطهير الثانوي ولكن الماء المؤزن قد ينتج إما كمية أكبر أو أقل من النواتج الجانبية لعملية التطهير بعد إضافة الكلور اعتماداً على طبيعة المواد العضوية الموجودة بعد الأوزنة، إلا إذا سبق الترشيح البيولوجي النشاط عملية إضافة الكلور. والميزة الأساسية لاستخدام الأوزون للحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير أنه يسمح بإضافة الكلور الحر في عملية المعالجة بعد إزالة مسببات النواتج الجانبية وبجرعات منخفضة، وبالتالي خفض احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.



الشكل 3-11: التفاعلات الأساسية المكونة للنواتج الجانبية للأوزون

وتستدعي عملية إضافة المطهر الثانوي بعد الأوزنة اهتماماً خاصاً لاحتمالية حدوث تفاعل بين المطهرات. فعلى سبيل المثال، لوحظ تكون الكلورال المميّه عند استخدام الكلور كمطهر ثانوي مع الأوزون (McKnight and Reckhow, 1992; Logsdon et al., 1992). والنواتج الجانبية لأوزنة الأسيتالديهايد هو مركب مسبب لتكون الكلورال المميّه، وهو من النواتج الجانبية للكلورة. ولم يلاحظ زيادة في الكلورال المميّه عندما استخدم أحادي كلورامين كمطهر ثانوي، أو عند استخدام الترشيح البيولوجي النشاط بعد الأوزنة وقبل الكلورة (Singer, 1992). ويظهر أن تكون الكلوروبكرين عند استخدام الكلور الحر يزداد بالأوزنة المسبقة (Hoigne and Bader, 1988) بغياب الترشيح البيولوجي النشاط قبل عملية الكلورة.

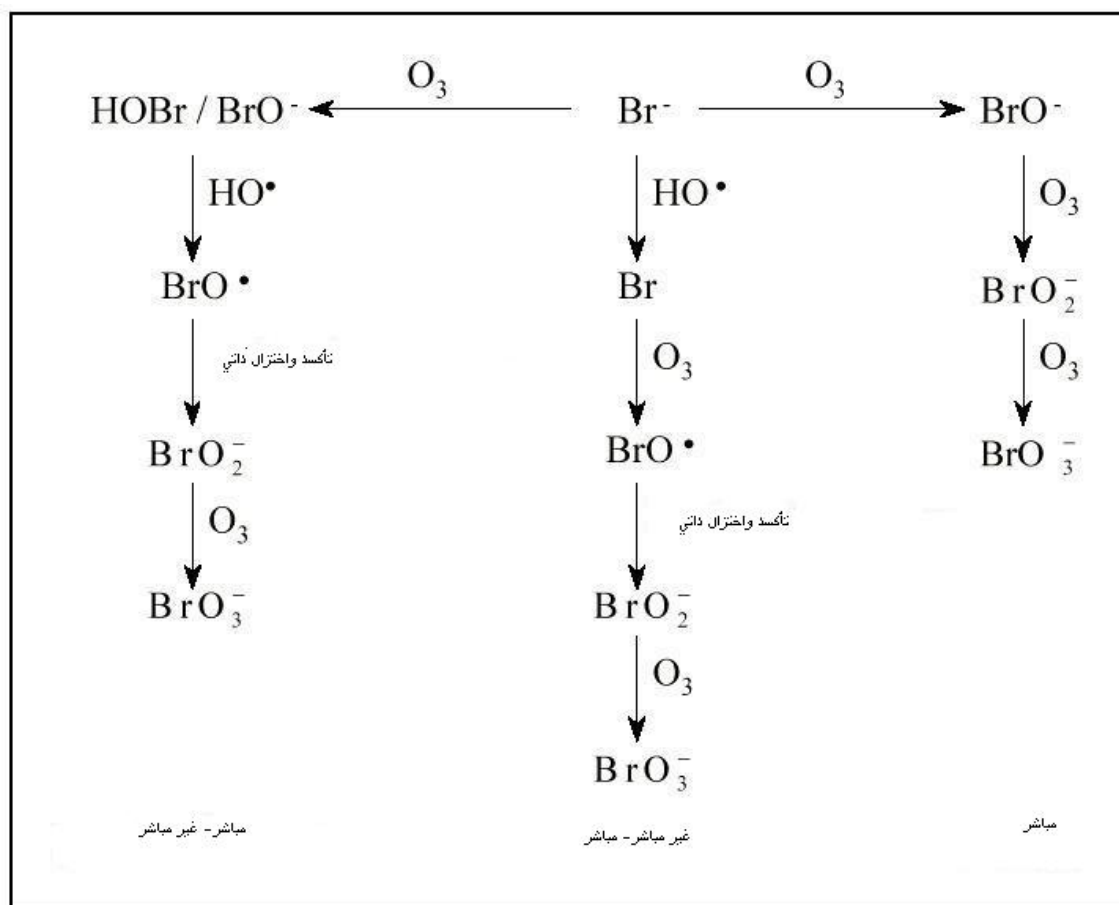
يتكون نتيجة الأوزنة نواتج جانبية مثل الألدهيدات والكيثونات والأحماض وغيرها. والألدهيدات الأولية التي تم قياسها هي: فورمالديهايد وأستالديهايد، جلابوكسال وميثل جلابوكسال (Glaze et al., 1991).

ويبلغ تركيز الألدهيدات الكلي في ماء الشرب المطهر بالأوزون أقل من 5 مايكروغرام/لتر إلى 300 مايكروغرام/لتر، اعتماداً على تركيز الكربون العضوي الكلي ونسبة الأوزون المستخدم إلى الكربون العضوي

(VanHoof et al., 1985; Yamada and Somiya, 1989; Glaze et al., 1989a; Krasner et al., 1989; Glaze et al., 1991; LeLacheur et al., 1991)

كما سجلت أيضا الدهيدات ذات وزن جزيئي أعلى (Glaze et al., 1989b). والنواتج العضوية الجانبية الأخرى للأوزنة مبيّنة في الجدول (3-9). ويمكن أن تؤدي أوزنة مصدر مياه يحتوي على أيون البروميد إلى نواتج جانبية مبرمّنة، وهي شبيهة بالمركبات الجانبية الكلورة لعملية التطهير. وقد وجد (Song et al., 1997) أن تكون أيون البروميد يجب أن يحظى بالإهتمام اللازم إذا كان تركيز أيون البروميد في الماء أكثر من 0.10 ملغم/لتر. وهذه المركبات المبرمّنة تتضمن: أيون البرومات والبروموفورم وأحماض الأستيك المبرمّنة والأسيتونيترايل وبروموبكرين وبروميد السيانونجين (إذا تواجدت الأمونيا). وقد وجد أن جرعة أوزون مقدارها 2 ملغم/لتر أدت إلى تكون 53 مايكروغرام/لتر من البروموفورم و 17 مايكروغرام/لتر من ثنائي برومو حمض الأستيك في الماء الذي يحتوي على 2 ملغم/لتر من أيون بروميد (McGuire et al., 1990). و أدت أوزنة نفس الماء المضاف له 2 ملغم/لتر أيون بروميد إلى تكون 10 مايكروغرام/لتر من بروميد السيانونجين (McGuire et al., 1990). إضافة إلى ذلك، فقد يتفاعل الأوزون مع أيون الهيبوبروميت لتكوين أيون البرومات (Amy and Siddiqui, 1991; Krasner et al., 1993) والذي يحتمل أن يكون مسببا للسرطان لدى الإنسان (Regli et al., 1992). وقد سجلت تراكيز أيونات برومات في الماء المؤوزن مقدارها 60 مايكروغرام/لتر (Amy and Siddiqui, 1991; Krasne et al., 1993). ويلاحظ أن كمية أيون البروميد التي دخلت إلى كمية النواتج الجانبية لعملية التطهير هي ثلث الكمية الموجودة في الماء الخام فقط. وهذا يشير إلى تكون نواتج جانبية أخرى مبرمّنة غير معروفة (Krasner et al., 1989; MWDSC and JMM, 1992).

وبين الشكل (3-12) الطرق الرئيسية لتكوين أيون البرومات.



الشكل 3-12: الطرق الرئيسية لتكوين أيون البرومات عندما يتفاعل الأوزون مع أيون البروميد

1.4.3 الحد من النواتج الجانبية للأوزون

لقد وجد أن العوامل الأساسية التي تؤثر على نوع الفصائل وتركيز النواتج الجانبية المبرمّنة هي: درجة الحموضة، نسب الأوزون/ وأيون البروميد، الكربون العضوي الكلي/ وأيون البروميد

(Singer, 1992). ويمكن الحد من تكون أيون البرومات بالأوزنة على درجات حموضة منخفضة والتي يسود عندها حمض الهيوبروموس على أيون الهيوبروميت (Haag and Hoigne, 1984; Amy and Siddiqui, 1991; Krasner et al., 1993).

وعلى العكس، فإنه على درجات حموضة قاعدية، يؤكسد الأوزون حمض الهيوبروموس إلى أيون البرومات. فعلى درجات حموضة منخفضة تتكون المركبات العضوية المبرمنة، بينما على درجات حموضة مرتفعة يتكون أيون البرومات. لذلك يجب الحد من استخدام الأوزون في مياه المصادر التي تحوي أيونات البروميد. ويمكن الحد من تكون أيون البرومات بخفض تركيز أيون البروميد الاعتيادي وتخفيض الأوزون المتبقي وخفض درجة الحموضة وإضافة الأمونيا مع الأوزنة لتكوين بروم أمين، مما يقلل من تكون أيون البرومات والمواد الجانبية العضوية (Amy and Siddiqui, 1991; MWDSC and JMM, 1992). إلا أن الأمونيا قد تعمل كمغذٍ لجرثومة النترية.

الأحماض العضوية والألدهيدات التي تتكون كناتج جانبية للأوزنة والمذكورة سابقاً، قابلة للتحلل البيولوجي وهي مكونة من الكربون العضوي المتاح (AOC) أو الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC). ويزيد الأوزون من المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي. لذلك إذا تم تطهير الماء بالأوزون وكان ذلك مصحوباً بعملية بيولوجية نشطة (مثل الكربون البيولوجي المنشط)، يمكن خفض مثل هذه النواتج. إن استخدام المرشحات البيولوجية النشطة والتي يمكن المحافظة عليها بعدم استخدام مطهرات على المرشحات ونجح في إزالة الألدهيدات والمركبات الأخرى التي تمثل جزءاً من المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي في الماء (Bablon et al., 1988; Rittman, 1990; Reckhow et al., 1992). انظر الجزء 4.3.3 لمناقشة تفصيلية عن المرشحات البيولوجية النشطة.

وقد أظهرت دراسة حديثة أنه يمكن الحد من أيون البرومات والمواد العضوية المبرمنة بالطرق التالية (Song et al., 1997):

- تؤدي درجة الحموضة المنخفضة إلى نقصان في تكون أيون البرومات ولكنها تزيد من تكون المواد العضوية المبرمنة.
- تؤدي إضافة الأمونيا مع استخدام مدة تلامس قصير إلى نقصان في تكون كل من أيون البرومات والمواد العضوية المبرمنة.
- يؤدي استخدام بيروكسيد الهيدروجين إلى نقصان في المواد العضوية المبرمنة ولكنه قد يزيد أو ينقص من تكون أيون البرومات اعتماداً على عوامل جودة المياه الأخرى.
- تؤدي النسبة المنخفضة للأوزون إلى الكربون العضوي المذاب إلى نقصان في تكون كل من أيون البرومات والمواد العضوية المبرمنة.

5.3 وضع الطرق التحليلية

من الضروري أن يتم تحليل الأوزون السائل والغازي أثناء تشغيل نظام الأوزنة لتحديد جرعة الأوزون المستخدمة وفعالية انتقال الأوزون وفي حالة التطهير الأولي لتحديد مستويات الأوزون المتبقي. وتتم مراقبة الغاز الخارج من المولد لمعرفة محتواه من الأوزون لتحديد جرعة الأوزون المستخدمة. كما تتم مراقبة الغاز المنطلق من خزان التلامس لتحديد كمية الأوزون التي انتقلت إلى الطور السائل في هذا الخزان وبهذا يمكن حساب فعالية انتقال الأوزون. إضافة إلى ذلك فإنه يجب قياس الأوزون في الماء الخارج من خزان التلامس للتأكد من أن كمية الأوزون المتبقية تحقق قيم م.ت المطلوبة.

كما يجب رصد هواء المكان الذي يولد فيه الأوزون في غرف المناولة والنقل وأماكن تحطيم الأوزون الفائض لمعرفة تركيز الأوزون في الهواء وحماية العمال في حالة حدوث تسرب أو في حالة تعطل نظام تحطيم الأوزون الفائض.

1.5.3 رصد الأوزون في الطور الغازي

تتضمن نقاط رصد الأوزون في الطور الغازي في نظام المعالجة بالأوزون مايلي:-

- مخرج مولد الأوزون.
- الغاز الخارج من خزان التلامس.
- وحدة تحطيم الغاز الفائض.
- الهواء الجوي في مناطق عمليات الأوزون.

يتراوح تركيز الأوزون المقاس في الطور الغازي ما بين 0.1 جزء بالمليون (بالحجم) (0.2 ملغم/م³ NTP) في الهواء الجوي وفي وحدة تحطيم الأوزون الفائض، إلى 1-2% (10 غم/م³ NTP) في الغاز الخارج من خزان التلامس، إلى تراكيز عالية جداً قد تصل إلى 15% بالوزن (200 غم/م³ NTP) في مخرج مولد الأوزون.

تتضمن الطرق التحليلية المستخدمة في رصد الأوزون في الطور الغازي:-

- امتصاص الأشعة فوق البنفسجية.
- الطرق المتعلقة بالقياس اليودي.
- اللعان الكيميائي.
- المعايرة في الطور الغازي.

يبين الجدول (10-3) نطاق القياس، دقة وصحة القياس المتوقعة ومهارة المشغل المطلوبة والتداخلات والوضع الحالي لتحليل الأوزون في الطور الغازي.

الجدول 10-3: خصائص ومقارنات الطرق التحليلية للأوزون في الطور الغازي

نوع الفحص	نطاق القياس ملغم/لتر	صحة القياس المتوقعة (%±)	دقة القياس المتوقعة (%±)	مستوى المهارة	التداخلات	نطاق درجة الحموضة	الفحص الميداني	الفحص المأتمت	الوضع الحالي
امتصاص الأشعة فوق البنفسجية	50,000-0.5	2	2.5	½	لا يوجد	لا تنطبق	نعم	نعم	ينصح بها
الطرق المتعلقة بالقياس	100-0.5	35-1	2-1	2	SNO ₂ , NO ₂	لا تنطبق	نعم	لا	لا ينصح بها
اللعان الكيميائي	1-0.005	7	5	½	لا يوجد	لا تنطبق	نعم	نعم	ينصح بها
المعايرة في الطور الغازي	30-0.005	8	8.5	2	لا يوجد	لا تنطبق	نعم	لا	لا ينصح بها

المصدر: Gordon et al., 1992
ملاحظات: أ مهارة التشغيل: 1 = قليلة جداً، 2 = فني جيد، 3 = كيميائي لديه خبرة

1.1.5.3 امتصاص الأشعة فوق البنفسجية

يمتص غاز الأوزون أطوال الأمواج القصيرة في منطقة الأشعة فوق البنفسجية مع امتصاصية قصوى على طول موجة 253.7 نانومتر (Gordon et al., 1992). وتزود عدة شركات صانعة الأجهزة لقياس الأوزون باستخدام امتصاص الضوء فوق البنفسجي على تراكيز أقل من 0.5 جزء بالمليون بالحجم (1 غم/م³). بشكل عام، تقيس هذه الأجهزة كمية امتصاص الضوء عندما لا يكون هناك أوزون والامتصاص في حالة وجود الأوزون. والقراءة التي يعطيها الجهاز عبارة عن الفرق بين القراءتين وهي تتناسب طردياً مع كمية الأوزون الفعلية الموجودة. وهذه الطريقة معتمدة من اتحاد الأوزون العالمي (IOA, 1989).

2.1.5.3 الطرق المتعلقة بالقياس اليودي

تستخدم الطرق المتعلقة بالقياس اليودي لإيجاد تركيز الأوزون في نطاق التراكيز التي نواجهها في محطات معالجة المياه (Gordon et al., 1992). وهذا يتضمن قياس الأوزون مباشرة من المولد عندما ينطلق من المحلول المائي. وفي الطريقة المتعلقة بالقياس اليودي، يمرر الغاز الذي يحتوي على الأوزون في محلول مائي يحتوي على فائض من يوديد البوتاسيوم. تتداخل جميع المواد المؤكسدة الأخرى في الطريقة المتعلقة بالقياس اليودي (Gordon et al., 1992). ويمكن لأكاسيد النيتروجين (والتي قد تكون موجودة في الهواء عند توليد الأوزون) أن تتداخل في التحليل بالطرق المتعلقة بالقياس اليودي. ويمكن التخلص من تداخلات أكاسيد النيتروجين بإمرار الغاز المحتوي على الأوزون خلال مواد تقوم بامتصاصه مثل بيرمنجنات البوتاسيوم التي تكون خاصة بأكاسيد النيتروجين. ولكن لا ينصح باستخدام الطرق المتعلقة بالقياس اليودي لتقدير الأوزون في المحاليل بسبب عدم الوثوق بالطريقة (Gordon et al., 1989).

3.1.5.3 طرق اللعان الكيميائي

تستخدم هذه الطريقة لإيجاد التراكيز المنخفضة للأوزون في الطور الغازي (Gordon et al., 1992). وإحدى الطرق الشائعة الاستخدام هي الإيثيلين اللعان الكيميائي. ويمكن قياس الأوزون في الطور الغازي باستخدام تفاعل اللعان الكيميائي بين الإيثيلين والأوزون. وهذه الطريقة خاصة بالأوزون وهي ملائمة لقياس الأوزون في الهواء الجوي. وقد تبنت وكالة حماية البيئة الأمريكية (EPA) هذه الطريقة عام 1985 كطريقة معتمدة لقياس الأوزون في الهواء الجوي

(McKee et al., 1975). وقد تم اعتماد أجهزة اللعان الكيميائي من قبل وكالة حماية البيئة الأمريكية لرصد الأوزون بتركيز 0.5-0 أو 1.0-0 جزء بالمليون بالحجم. وبالتعبير المنتظم، يعطي هذا النوع من الأجهزة نتائج موثوقة لتركيز الأوزون في الهواء في محطات الأوزونة.

يستخدم الرودامين B/حمض الجاليك والذي لا يستخدم فيه الإثيلين كبديل للإثيلين ذي اللعان الكيميائي، (Gordon et al., 1992). والطريقة البديلة أكثر تعقيداً من طريقة الإثيلين. وحساسية هذه الطريقة قد تتغير، وقد طورت طريقة لإجراء تصحيحات على الحساسية بصورة مستمرة (Van Dijk and Falkenberg, 1977). وإذا أخذنا توافر أجهزة اللعان الكيميائي واعتمادها من قبل وكالة حماية البيئة الأمريكية، فإنه يفضل استخدامها على أجهزة رودامين B/حمض جاليك.

4.1.5.3 المعايير في الطور الغازي

تمت دراسة طريقتين للمعايرة في الطور الغازي، كطرق محتملة لتعبير أجهزة تحليل رصد الأوزون (Gordon et al., 1992). وتعتمد هذه الطرق على المعايرة العكسية مع أكسيد النيتريك (Rheme et al., 1980). وقد تمت مقارنة هذه الطرق من قبل وكالة حماية البيئة الأمريكية، مع طرق امتصاص الأشعة فوق البنفسجية والطريقة المتعلقة بالقياس اليودي، كطرق تعبير لأجهزة اللعان الكيميائي لقياس الأوزون في الهواء الجوي ونتيجة لهذه المقارنات تم اعتماد طريقة امتصاص الأشعة فوق البنفسجية كطريقة تعبير لأجهزة قياس الأوزون. لذلك فإنه لا ينصح باستخدام طرق المعايرة في الطور الغازي لقياس الأوزون في وحدات الأوزونة (Gordon et al., 1992).

2.5.3 رصد الأوزون المتبقي في الطور السائل

هنالك عدة طرق لرصد الأوزون في المحاليل المائية. وينصح (Gordon et al., 1992) بعدة طرق لتحليل الأوزون المتبقي:-

- طريقة أنديجو اللونية .
- طريقة حمض الكروم البنفسجي (ACVK).
- طريقة ثنائي (تيربيريدين) الحديد (II).
- الإدخال إلى الطور الغازي.

يبين الجدول (3-11) نطاق القياس، صحة ودقة القياس المتوقعة و مهارة المشغل المطلوبة والتدخلات والوضع الحالي للطرق التحليلية لمتبقيات الأوزون في الطور السائل.

الجدول 3-11: خصائص ومقارنات الطرق التحليلية لمتبقي الأوزون

نوع الفحص	نطاق القياس ملغم/لتر	صحة القياس المتوقعة (%±)	دقة القياس المتوقعة (%±)	مستوى المهارة ^أ	التدخلات	نطاق درجة الحموضة	الفحص الميداني	الفحص المأتمت	الوضع الحالي
طريقة أنديجو الطيفية	0.01	1	0.5	1	كلور، أيونات، المنغنيز، بروم، يود	2	لا	نعم	ينصح بها
طريقة أنديجو المرئية	0.01-0.1	1	0.5	1	كلور، أيونات، المنغنيز، بروم، يود	2	لا	نعم	لا ينصح بها
طريقة الكروم الحمضي البنفسجي	1-0.05	غير مسجلة*	غير مسجلة*	1	أيونات المنغنيز <1 ملغم/لتر، كلور <10 ملغم/لتر	2	لا	لا	ينصح بها
طريقة ثنائي (تيربيريدين) الحديد II	20-0.05	2.7	2.1	3	كلور	>7	لا	نعم	ينصح بها كفحص مخبري

المصدر: Gordon et al., 1992
ملاحظات: أ مهارات المشغل: 1 = قليلة جداً، 2 = في جيد، 3 = كيميائي لديه خبرة،
* غير مسجلة في المرجع

1.2.5.3 طريقة أنديجو اللونية

تعد طريقة أنديجو اللونية هي الطريقة المعتمدة الوحيدة لقياس متبقي الأوزون

(Standard Methods, 1995). وهذه الطريقة حساسة ودقيقة وسريعة وأكثر انتقائية للأوزون من الطرق الأخرى. وهناك طريقتان لونيّتان للأنديجو: مطيافية ومرئية. ويبلغ الحد الأدنى للقياس في الطريقة المطيافية 2 مايكروغرام/ لتر، بينما يبلغ في الطريقة المرئية 10 مايكروغرام/لتر.

يتسبب بيروكسيد الهيدروجين والكلور وأيونات المنغنيز ونواتج تفكك الأوزون ونواتج أوزنة المواد العضوية، بتداخل أقل في طريقة أنديجو اللونية منه في الطرق الأخرى (Langlais et al., 1991). ولكن حجب الكلور بوجود الأوزون يمكن أن يسبب مشاكل في طريقة أنديجو اللونية وبوجود حمض الهيپيروموس، الذي يتكون أثناء أوزنة المياه التي تحتوي على أيون بروميد، لا يمكن إجراء قياس صحيح بهذه الطريقة (Standard Methods, 1995).

2.2.5.3 طريقة حمض الكروم البنفسجي K (ACVK)

يقصر الأوزون لون ACVK بسهولة، وهذا هو أساس هذه الطريقة المطيافية التي كان أول من سجلها (Masschelein, 1977). وقد طورت الطريقة فيما بعد لقياس الأوزون بوجود الكلور (Ward and Lander, 1973). وتتمتع هذه الطريقة بمزايا عديدة منها (Langlais et al., 1991):

- سهولة تطبيقها وثبات محلول الصبغة.
- لها منحنى معايرة خطي بين 0.05 – 1.0 ملغم/لتر أوزون.
- عدم حدوث تداخل من قبل تراكيز منخفضة من المنغنيز، الكلور أو الكلور المتحد (حتى 10 ملغم/لتر) والبيروكسيدات العضوية ونواتج الأكسدة العضوية الأخرى.

3.2.5.3 طريقة ثنائي (تيربيريدين) الحديد II:

يتفاعل ثنائي (تيربيريدين) الحديد II مع الأوزون في محلول حمض الهيدروكلوريك. ويحدث نتيجة لذلك تغير في طيف الإمتصاص المقاس على طول موجة 522 نانومتر (Tomiya and Gordon, 1984). والمادة الوحيدة التي تتداخل في هذا الفحص هي الكلور. ولكن يمكن حجب تداخلات الكلور بإضافة حمض المالنك وكبدل، ولأن سرعة تفاعل الكلور مع الكاشف الكيميائي أبطأ بكثير من تفاعله مع الأوزون، يمكن التخلص من تداخلات الكلور بإجراء القياسات المطيافية مباشرة بعد خلط الكاشف. ولا يتداخل ثاني أكسيد الكلور في هذا الفحص (Gordon et al., 1992). وأهم مزايا هذه الطريقة هو عدم وجود تداخلات ومستويات الكشف المنخفضة (4 مايكروغرام) ومدى القياس الواسع (حتى 20 ملغم/لتر) وقرب النتائج المكررة من بعضها البعض وتطابقها مع طريقة الأنديجو اللونية.

4.2.5.3 طرد الأوزون إلى الطور الغازي

يطرد الأوزون المتبقي في هذه الطريقة غير المباشرة من المحلول باستعمال غاز خامل. وبعدها، يقاس الأوزون الموجود في الطور الغازي باستخدام الطرق التحليلية للأوزون في الطور الغازي مثل طريقة امتصاص الأشعة فوق البنفسجية أو اللعان الكيميائي، والتي وصفت سابقاً. وقد طورت هذه الطريقة لتقليل المشاكل المتعلقة بوجود مواد مؤكسدة أخرى في المحلول.

يعتمد نجاح هذه الطريقة في البداية على المقدرة على طرد الأوزون من الماء المعالج دون التسبب في تفككه. ولأن ظروف طرد الأوزون مثل درجة الحرارة ودرجة الحموضة والملوحة قد تتغير، فإن نتائج هذه الطريقة مشكوك فيها (Langlais et al., 1991).

3.5.3 رصد البرومات في الأنظمة التي تستخدم الأوزون

يتطلب قانون نواتج التطهير الجانبية من أنظمة مياه التجمعات السكانية والمجمعات الدائمة والتي تستخدم الأوزون للتطهير أو الأكسدة، أن ترصد البرومات في أنظمتها. ويطلب من هذه الأنظمة أخذ عينات شهرية من كل محطة معالجة عند المدخل إلى نظام التوزيع أثناء تشغيل نظام الأوزون تحت الظروف الاعتيادية.

يسمح قانون نواتج التطهير الجانبية بإنقاص عدد عينات الرصد (مثلاً أن تصبح ربعية بدل شهرية) إذا ثبت أن معدل تركيز أيون البروميد في مياه المصدر كانت أقل من 0.05 ملغم/لتر بناءً على قياسات شهرية ممثلة لتركيز البروميد لمدة عام. ويمكن أن تبقى الأنظمة على برنامج الرصد المخفض إذا أصبح المعدل السنوي لتركيز البروميد في ماء المصدر مساوي أو أكبر من 0.05 ملغم/لتر مبنياً على قياسات شهرية ممثلة.

ولرصد مطابقة البرومات للتشريعات، يجب على الأنظمة أن تستخدم طريقة الكروماتوغرافيا الأيونية والمعتمد في (USEPA Method 300.1, Determination of Inorganic Anions in Drinking Water by Ion) (Chromatography, Revision 1.0 USEPA, 1997).

وإذا تجاوز معدل العينات التي تغطي أربعة أرباع متابعة الحد الأقصى للملوثات (MCL)، فإن النظام يعتبر متجاوزاً للحد الأقصى للملوثات ويجب عليه إبلاغ الجمهور تبعاً لقانون 40CFR-141.132 كما أن عليه إبلاغ الولاية عملاً بأحكام القانون 40CFR-141.134. وإذا لم يتمكن النظام من إكمال برنامج الرصد لمدة 12 شهراً متوالياً، فإن التوافق مع الحد الأقصى للملوثات للفترة التي تغطي آخر أربعة أرباع يجب أن تبنى على معدل البيانات المتوافرة.

6.3 الاعتبارات التشغيلية

1.6.3 الاعتبارات المتعلقة بعملية الأوزنة

لأن الأوزون عامل مؤكسد قوي، فإنه يتفاعل مع عدد من المركبات العضوية وغير العضوية الموجودة في الماء. ويستخدم الأوزون لإزالة الطعم والرائحة بتحطيم المركبات العضوية المسببة لها، كما أنه يساعد في إزالة الحديد والمنغنيز بأكسدها إلى أشكال أقل ذائبية. ويجب توفير هذه الاحتياجات قبل أن يتوافر أي أوزون لاحتياجات التطهير الأولي. ويتحكم وجود وتركيز هذه المواد بموقع إضافة الأوزون اعتماداً على أهداف العملية.

قدم (Stolarik and Chrisie, 1997) نتائج 10 سنوات من التشغيل في وحدة الترشيح والأوزنة في لوس انجلوس، والتي تبلغ سعتها 600 مليون جالون في اليوم. وأظهرت النتائج التشغيلية لهذه المحطة عدد جسيمات أقل (بحجم أكبر من 1 مايكرون) باستعمال الأوزون. ووجد أن تركيز الأوزون المثالي المستخدم في التطور الغازي يساوي 6% عند توليد الأكسجين بالتبريد الشديد و4-5% عند استخدام الأكسجين المسال.

2.6.3 الاحتياجات المكانية

يخضع تخزين الأكسجين المسال إلى تشريعات خاصة بالأبنية والحرائق وتؤثر هذه التشريعات على الاحتياجات المكانية. وقد تملّي هذه التشريعات نوعية مواد البناء المستخدمة في الأبنية الملاصقة إذا لم يكن بالإمكان توفير المسافات اللازمة بين الأبنية. وبشكل عام فإن الحيز اللازم في حالة توليد الأوزون من الهواء أصغر منه في حالة استخدام الكلورامين أو ثاني أكسيد الكلور. أما الحيز اللازم في حالة توليد الأوزون من الأكسجين النقي فهو مقارب للحيز اللازم في حالة ثاني أكسيد الكلور بسبب المساحة الإضافية اللازمة للتخزين.

3.6.3 اختيار المواد

يجب استخدام المواد المقاومة للأوزون بدءاً من مولد الأوزون وانتهاءً بوحدة تحطيم الأوزون الفائض. وإذا استخدم الأكسجين كغاز مغذٍ، فيجب استخدام مواد مقاومة للأكسجين لاستخدامها في المولدات. كما يجب تنظيف أنابيب الأكسجين النقي بعد التركيب، مما يزيد في كلفة البناء. أما المواد المستخدمة في أنظمة تحضير الهواء فيمكن أن تكون مماثلة لتلك المستخدمة في أنظمة الهواء المضغوط. وقد أوصى (Langlais et al., 1991) أن تكون الخطوط بعد مجففات الماء مقاومة للأوزون، بسبب إمكانية الجريان العكسي للأوزون أو انتشاره. وإذا توافر مستقبل بعد مجفف الماء، فيجب أن تكون الأنابيب بعد منظم الضغط مقاومة للأوزون. كما يجب أن توضع ردادات مقاومة للأوزون (مقاومة أيضاً للأكسجين في حالة استخدام الأكسجين النقي كغاز تغذية) على الأنابيب قبل المولد.

تتضمن المواد المقاومة للأوزون؛ الفولاذ الذي لا يصدأ الأوستيني (300series)، والزجاج والسيراميك والتيفلون والهابالون والإسمنت المسلح. ويمكن أن يستخدم الفولاذ الذي لا يصدأ (304 series) لغاز الأوزون "الجاف" (كذلك للأكسجين) و (316 series) تستعمل للأعمال "الرطبة". وتتضمن الأعمال الرطبة الأنابيب في خزانات التطهير وجميع أنابيب الغاز الفائض ووحدة تحطيم الغاز الفائض. ويستخدم التيفلون والهابالون في مواد السدادات. كما يجب تصنيع الإسمنت المسلح من الإسمنت ذو النوع II أو IV. ومن الشائع في الولايات المتحدة توفير غطاء للتقوية بسمك 3 إنشات لتجنب التآكل بفعل غاز الأوزون أو الأوزون الموجود في المحلول، مع أن (Fonlupt, 1979) ذكر أن 4 سم (1.13 إنش) ملائمة لتوفير الحماية اللازمة. ويجب أن تصنع المعدات اللازمة للوصول إلى خزانات التطهير من الفولاذ الذي لا يصدأ (316 series) وأن يزود بوسم مقاوم للأوزون.

4.6.3 صيانة نظام الأوزون

قدم (Stolarik and Christie, 1979) نظرة شاملة عن احتياجات التشغيل والصيانة خلال عشر سنوات من تشغيل محطة لوس انجلوس للترشيح والأوزنة (سعة 600 مليون جالون في اليوم). وقد كان نظام الأوزون في هذه المحطة عاملاً بنسبة 97.1% من الوقت طيلة العشر سنوات.

أهم احتياجات الصيانة كانت بسبب عطل الفيوزات أو تنظيف المولد خلال الخمس سنوات الأولى. وسبب عطل الفيوزات كان لعطب سببه فشل الأنبوب الزجاجي العازل. وتُنظف الحاويات كل ثلاث سنوات أو كلما ارتفعت درجة حرارة الغاز المنبعث بسبب ترسبات Fe_3O_4 على القطب الأرضي وسطوح مبادلات الحرارة.

أما الناشرات السيراميكية التي تكون على شكل قضبان، فقد عملت بصورة جيدة في أول سنتين. و تم استبدالها بعد ذلك بفولاذ مثقب لا يصدأ وبعدها استبدلت بناشرات سيراميكية معدلة.

5.6.3 إجراءات السلامة

اتبعت إجراءات السلامة التي تمارس بنجاح للمؤكسدات الأخرى على مدى سنوات، وقد تكون هذه الإجراءات صارمة أحياناً. تفصل الأوزنة عن باقي المحطة وهذا لا يعني بأن يكون لها مبنى منفصل، بل يعني وجود غرف منفصلة ومداخل خارجية منفصلة وأنظمة تهوية وتسخين مستقلة والحد من الضوضاء... الخ. وهذه الطريقة متبعة في محطات الأوزنة في أوروبا بدرجة أقل.

يجب أن توضع مولدات الأوزون في الداخل للحفاظ عليها من العوامل البيئية ولحماية العمال في حالة حدوث تسرب نتيجة حدوث عطل فني ويجب توفير تهوية جيدة لمنع ارتفاع درجة الحرارة في غرفة التوليد ولتهوية الغرفة في حالة التسرب. كما يجب توفير حيز كاف لإزالة الأنابيب من داخل المولد لعمل صيانة لمزودات الطاقة في المولد. وتسبب أنظمة تحضير الهواء الضوضاء لذا يفضل فصلها عن مولدات الأوزون. ويمكن وضع وحدات تحطيم الغاز الفائض في الخارج إذا سمحت الظروف الجوية بذلك. أما إذا وضعت في الداخل، فيجب وضع كاشف أوزون داخلي. كما يجب تهوية جميع الغرف بصورة جيدة بحيث تدفأ وتبرد لتتطابق مع درجة الحرارة اللازمة لعمل الآليات والمعدات.

يجب أن تتم صيانة جميع الآلات المستخدمة في الرصد المستمر لمراقبة مستويات الأوزون في داخل الغرف ووضع أجهزة التنفس الاصطناعي في الممرات خارج الغرف المعرضة لأخطار الأوزون. وتراكيز الأوزون المسببة للانفجار في الجو والتي تم اقتراحها من قبل منظمات أمريكية ملخصة أدناه. والحد الأقصى الموصى به لمستويات الأوزون هي كما يلي:-

- إدارة الصحة والسلامة المهنية (OSHA). الحد الأقصى المسموح به للتعرض لتراكيز أوزون لا تزيد عن 0.1 ملغم/لتر (بالحجم) مأخوذة كمعدل على ودية مدتها ثماني ساعات.
- المعهد الأمريكي للمواصفات والمقاييس الوطنية/الجمعية الأمريكية لفحص المواد (ANSI/ASTM). الحد من التعرض المهني حتى لا يتعرض العامل لتراكيز أوزون عالية معدلها الوزني 0.1 ملغم/لتر (بالحجم) لمدة ثماني ساعات أو أكثر في يوم عمل، وأن لا يتعرض أي من العمال لتراكيز حده الأقصى 0.3 ملغم/لتر (بالحجم) لأكثر من 10 دقائق.
- المؤتمر الأمريكي لعلماء الصحة الصناعية الحكوميين (ACGIH). الحد الأقصى للأوزون 0.1 ملغم/لتر (بالحجم) لثماني ساعات عمل عادي أو 40 ساعة في الأسبوع وتركيز الحد الأقصى المسموح بالتعرض له هو 0.3 ملغم/لتر لمدة 15 دقيقة.
- اتحاد الصحة الصناعية الأمريكية. الحد الأقصى للتعرض لمدة ثماني ساعات هو 0.1 ملغم/لتر (بالحجم).

هنالك سؤال حول ما إذا كان التعرض المستمر للأوزون يفقد العامل مقدرته على الشم ولمعرفة ما إذا كان تركيز الأوزون قد وصل إلى الحدود الحرجة، إذ يجب أن لا يعتمد على ذلك في أي حال من الأحوال، بل يجب توفير الأجهزة والمعدات لقياس مستويات الأوزون في الجو والقيام بأعمال السلامة التالية:-

- تفعيل إشارات إنذار إذا وصل مستوى الأوزون 0.1 ملغم/لتر (بالحجم)، ويتضمن الإنذار إضاءة تحذيرية في خط التحكم الرئيسي وعلى المداخل لوحدات الأوزون وأجراس إنذار.
- تفعيل إشارات إنذار على تركيز الأوزون 0.3 ملغم/لتر (بالحجم)، ويجب أن تقوم هذه الإشارة بإغلاق فوري لمعدات توليد الأوزون وتفعيل مجموعة ثانية من الإنذارات المرئية والمسموعة على خط التحكم وفي مداخل وحدات توليد الأوزون. كما يجب توفير نظام تهوية للطوارئ قادر على تهوية الغرفة بفترة (2-3) دقائق وأن يكون متصلاً مع جهاز إنذار بمستوى 0.3 ملغم/لتر أوزون.

الأوزون غاز ضار ويجب أن يعامل كذلك من حيث رصد مستوياته في الجو وتفعيل أجهزة الإنذار والإغلاق على تراكيز 0.1 ملغم/لتر. كما يجب توفير التهوية في حالة الطوارئ في المناطق المغلقة. وتوفر تشريعات البناء والحرائق إرشادات إضافية عن هذا الموضوع.

ويبلغ الحد الأقصى للتعرض حسب إدارة الصحة والسلامة المهنية (OSHA) 0.1 ملغم/لتر (بالحجم) لمدة 8 ساعات. وتوفر الرائحة الخانقة للأوزون للمشتغلين تحذيراً من وجود أي تسرب للأوزون.

7.3 ملخص

1.7.3 مزايا وسلبيات استخدام الأوزون

تلقي القائمة التالية الضوء على مزايا وسلبيات استخدام الأوزون كطريقة لتطهير مياه الشرب (Masschelein, 1992). وبسبب الاختلافات الكبيرة في حجم النظام وجودة المياه والجرعات المستخدمة فإن بعض هذه المزايا والسلبيات قد لا تنطبق على نظام معين.

المزايا

- الأوزون أكثر فعالية من الكلور والكلورامين وثاني أكسيد الكلور في تثبيط الفيروسات وخفية الأبواغ والجياردية.
- يؤكسد الأوزون الحديد والمنغنيز والكبريتيدات.
- قد يساعد الأوزون في بعض الأحيان في عملية التصفية وإزالة العكر.
- يحد الأوزون من اللون والطعم والرائحة.
- الأوزون من أكثر المطهرات الكيميائية فعالية، لذلك يحتاج إلى زمن اتصال قليل جداً.
- في حالة عدم وجود أيون البروميد، لا تتكون نواتج جانبية مهلجنة لعملية التطهير.
- المتبقي الوحيد في حالة تفكك الأوزون، هو الأكسجين الذائب.
- لا يتأثر نشاط الأوزون كمبيد بيولوجي بتغيرات درجة الحموضة.

السلبيات

- تتكون نواتج جانبية لعملية التطهير، خاصة البرومات والنواتج الجانبية المبرمنة بوجود أيون البروميد والألدهيدات والكيثونات.
- كلفة وحدات الأوزنة الأولية عالية.
- توليد الأوزون يحتاج إلى طاقة عالية كما يجب توليده في الموقع.
- الأوزون أكال وسام.
- نحتاج إلى مرشحات نشطة بيولوجياً لإزالة الكربون العضوي المتاح ونواتج التطهير الجانبية القابلة للتحلل البيولوجي.
- يتحلل الأوزون بسرعة على درجة حموضة مرتفعة ودرجات حرارة مرتفعة.
- لا يوفر الأوزون متبقيات.
- يحتاج الأوزون إلى مستوى عالٍ من الصيانة ومشغلين ماهرين.

2.7.3 جدول ملخص

يعطى الجدول (12-3) ملخصاً للاعتبارات التي يجب أخذها بعين الاعتبار عند استخدام الأوزون كمطهر.

الجدول 12-3: ملخص لاعتبارات التطهير بالأوزون

الاعتبارات	الوصف
التوليد	بسبب عدم ثباته، يجب أن يولد الأوزون في نقطة الاستخدام، ويمكن توليده من أكسجين الهواء أو من الأكسجين عالي النقاوة. ومصدر الغاز المغذي يجب أن يكون نظيفاً وجافاً مع درجة ندادة مساوية 060 في الحد الأقصى. يستهلك توليد الأوزون طاقة بمعدل 8-17 كيلوواط ساعة/كغم O ₃ . والتوليد في الموقع يوفر حيز التخزين.
الاستخدامات الأولية	تتضمن الاستخدامات الأولية التطهير والأكسدة الكيماوية. وكعامل مؤكسد، يمكن استخدام الأوزون لزيادة التحلل البيولوجي للمركبات العضوية التي تسبب الطعم والرائحة، كما يقلل مستويات مسببات النواتج الجانبية لعملية التطهير. ويجب أن لا يستعمل الأوزون في التطهير الثانوي بسبب فعاليته الشديدة ولأنه لا يترك كمية كافية من المتبقيات لفترة زمنية مرغوب بها في نظام التوزيع.
فعالية التثبيط	يعتبر الأوزون من أكثر مبيدات الجراثيم قدرة وفعالية في معالجة المياه. فهو فعال ضد الجراثيم والفيروسات وحوصلات الأولي وفعالية تثبيطه للجراثيم والفيروسات لا تتأثر بدرجة الحموضة بين 6-9. وتزداد فعالية الأوزون بزيادة درجة الحرارة.
تكون النواتج الجانبية	لا يكون الأوزون بحد ذاته نواتج جانبية مهلجنة ولكنه إذا وجد أيون البروميد في الماء الخام أو إذا أضيف الكلور كمطهر ثانوي، قد تتكون النواتج الجانبية المهلجنة لعملية التطهير بما فيها أيون البرومات. والنواتج الجانبية الأخرى للأوزنة تتضمن الأحماض العضوية والألدهيدات.
المحددات	توليد الأوزون عملية معقدة نسبياً. وخرن الأكسجين المسال (في حالة استعماله كغاز مغذي) يخضع لتشريعات البناء والحرائق.

8.3 المراجع

- Disinfectants and Their By- Alceon Corp. 1993. Overview of Available Information on the Toxicity of Drinking Water products. Cambridge, MA. .1
- Amy, G.L., M.S. Siddiqui. 1991. "Ozone-Bromide Interactions in Water Treatment." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Philadelphia, PA. .2
- Pontius (editor), McGraw-Hill, New York, NY. 1990. Water Quality and Treatment. F.W. .3
- Rate Biological Filtration." J. Bablon, G.P., C. Ventresque, R.B. Aim. 1988. "Developing a Sand-GAC Filter to Achieve High AWWA.80(12):47. .4
- Water Treatment Application Bablon, G., et al. 1991. "Practical Application of Ozone: Principles and Case Studies." Ozone in and Engineering. AWWARF. .5
- dans les Filtres Biologiques. -Vis des Matières Organiques Billen, G., et al. 1985. Action des Populations Bactériennes Vis- Report to Compagnie Générale des Eaux, Paris. .6
- Viruses in Water." Water Res. Boyce, D.S., et al. 1981. "The Effect of Bentonite Clay on Ozone Disinfection of Bacteria and 15:759-767. .7
- Bringmann, G. 1954. "Determination of the Lethal Activity of Chlorine and Ozone on E. coli. Z. f., Hygiene. 139:130-139. .8
- Chang, S.L. 1971. "Modern Concept of Disinfection." J. Sanit. Engin. Division. 97:689-707. .9
- Cronholm, L.S., et al. 1976. "Enteric Virus Survival in Package Plants and the Upgrading of the Small Treatment Plants Using Ozone." Research Report No. 98, Water Resources Research Institute, University of Kentucky, Lexington, KY. .10
- Water Systems. AWWARF DeMers, L.D. and R.C. Renner. 1992. Alternative Disinfection Technologies for Small Drinking and AWWA, Denver, CO. .11
- Ozone Association, Norwalk, CN. Dimitriou, M.A. (editor). 1990. Design Guidance Manual for Ozone Systems. International Serogroup 1." Appl. Environ. Domingue, E. L., et al. 1988. "Effects of Three Oxidizing Biocides on Legionella pneumophila, Microbiol. 40:11-30. .12
- Slow Sand Filters." Conference Eighmy, T.T., S.K. Spanos, J. Royce, M.R. Collins, J.P. Malley. 1991. "Microbial Activity in Technology for Modern Applications, Durham, NH. proceedings, Slow Sand Filtration Workshop, Timeless Farooq, S. et al. 1977. "The Effect of Ozone Bubbles on Disinfection." Progr. Water Ozone Sci. Eng. 9(2):233. .15
- Farooq, S. 1976. Kinetics of Inactivation of Yeasts and Acid-Fast Organisms with Ozone. Ph.D. Thesis, University of Illinois at Urbana-Champaign, IL. .16
- Organic Colloids." Conference Farvardin, M.R. and A.G. Collins. 1990. "Mechanism(s) of Ozone Induced Coagulation of proceedings, AWWA Annual Conference, Cincinnati, OH. .17
- Finch, G. R., E.K. Black, and L.L. Gyürék. 1994. "Ozone and Chlorine Inactivation of Cryptosporidium." Conference Francisco, CA. proceedings, Water Quality Technology Conference, Part II, San .18
- Methods for the Examination of Franson, M.H., Eaton, A.D., Clesceri, L.S., and Greenberg, A.E., (editors). 1995. Standard Health Association, AWWA, and Water Environment Water and Wastewater, Nineteenth Edition. American Public Federation, Washington D.C. .19
- at the Los Angeles Water Georgeson, D.L. and A.A. Karimi. 1988. "Water Quality Improvements with the Use of Ozone Treatment Plant." Ozone Sci. Engrg. 10(3):255-276. .20
- Giese, A.C. and E. Christensen. 1954. "Effects of Ozone on Organisms." Physiol. Zool. 27:101. .21
- Derivatization Glaze W.H., M. Koga, D. Cancilla. 1989a. "Ozonation Byproducts. 2. Improvement of an Aqueous-Phase Formed by the Ozonation of Drinking Water." Method for the Detection of Formaldehyde and Other Carbonyl Compounds Environ. Sci. Technol. 23(7):838. .22
- Two California Surface Glaze, W.H., M. Koga M., D. Cancilla, et al. 1989b. "Evaluation of Ozonation Byproducts from Waters." J. AWWA. 1(8):66. .23
- Peroxide, and Ultraviolet Glaze, W.H., et al. 1987. "The Chemistry of Water Treatment Processes Involving Ozone, Hydrogen Radiation." Ozone Sci. Engrg. 9(4):335. .24
- Contaminated with TCE and Glaze, W.H., and J.W. Kang. 1988. "Advanced Oxidation Processes for Treating Groundwater PCE: Laboratory Studies." J. AWWA. 88(5):57- 63. .25
- and Removal Through Glaze, W.H., H.S. Weinberg, S.W. Krasner, M.J. Scimmenti. 1991. "Trends in Aldehyde Formation proceedings, AWWA, Philadelphia, PA. Plants Using Ozonation and Biological Active Filters." Conference .26
- Fluorescence I. in vitro Studies Goldstein, B.D., and E.M. McDonagh. 1975. "Effect of Ozone on Cell Membrane Protein Utilizing the Red Cell Membrane." Environ. Res. 9:179-186. .27
- Determination of Ozone." J. Gordon, G. K. Rankness, D. Vornehm, and D. Wood. 1989. "Limitations of the Iodometric AWWA. 81(6):72-76. .28
- Methods, second edition. Gordon, G., W.J. Cooper, R.G. Rice, and G.E. Pacey. 1992. Disinfectant Residual Measurement AWWARF and AWWA, Denver, CO. .29
- proceedings, ASCE Gurol, M.D. and M. Pidotella. 1983. "A Study of Ozone-Induced Coagulation." Conference and Michael Anderson (editors), Boulder, CO. Environmental Engineering Division Specialty Conference. Allen Medine .30
- Various Forms of Chlorine and Haag, W.R. and J. Hoigné. 1984. "Kinetics and Products of the Reactions of Ozone with Bromine in Water." Ozone Sci. Engrg. 6(2):103-14. .31
- Hann, V.A. 1956. "Disinfection of Drinking Water with Ozone." J. AWWA. 48(10):1316. .32
- Viruses in Effluent." Ozone Sci. Harakeh, M.S. and M. Butler. 1984. "Factors Influencing the Ozone Inactivation of Enteric Engrg. 6:235-243. .33
- and Ozone Preoxidation on Hiltebrand, D.J., A.F. Hess, P.B. Galant, and C.R. O'Melia. 1986. "Impact of Chlorine Dioxide Conference proceedings, AWWA Seminar on Ozonation: Conventional Treatment and Direct Filtration Treatment Processes." Needs, Denver, CO. Recent Advances and Research .34
- Hoff, J.C. 1986. Inactivation of Microbial Agents by Chemical Disinfectants, U. S. Environmental Protection Agency, EPA/600/2-86/067. .35
- Aqueous Solutions, Water Res. Hoigné J. and H. Bader. 1976. Role of Hydroxyl Radical Reactions in Ozonation Processes in 10: 377. .36
- Chloroform in a Combined Hoigné J., and H. Bader. 1988. "The Formation of Trichloronitromethane (chloropicrin) and 22(3):313. Ozonation/Chlorination Treatment of Drinking Water." Water Res .37
- Inorganic Compounds in Water - II. Hoigné J., and H. Bader. 1983b. "Rate Constants of Reaction of Ozone with Organic and Dissociating Organic Compounds." Water Res. 17:185-194. .38

- Processes in Aqueous Solutions." Water 39. Hoigné J., and H. Bader. 1977. "The Role of Hydroxyl Radical Reactions in Ozonation Res. 10:377-386.
- Inorganic Compounds in Water - I. 40. Hoigné J., and H. Bader. 1983a. "Rate Constants of Reaction of Ozone with Organic and Non-dissociating Organic Compounds." J. AWWA. 83(12):69-80.
- Intermediates. Science, Vol. 190, 41. Hoigné, J. and Bader, H. 1975. Ozonation of Water: Role of Hydroxyl Radicals as Oxidizing pp. 782.
- Organic Carbon During 42. Huck, P.M., P.M. Fedorak, and W.B. Anderson. 1991. "Formation and Removal of Assimilable Biological Treatment." J. AWWA. 83(12):69-80.
- Concentrations in the Gas Phase. 43. IOA (International Ozone Association). 1989. Photometric Measurement of Low Ozone Standardisation Committee--Europe.
- Noyes Data Corporation, Park 44. Katz, J. 1980. Ozone and Chlorine Dioxide Technology for Disinfection of Drinking Water. Ridge, New Jersey.
- Ozone." J. AWWA. 66:725-729. 45. Katzenelson, E., et al. 1974. "Inactivation Kinetics of Viruses and Bacteria in Water by Use of at Laconia, New Hampshire." J. 46. Keller, J.W., R.A. Morin, and T.J. Schaffernoth. 1974. "Ozone Disinfection Pilot Plants Studies AWWA. 66:730.
- Microbiol. 39:210-218. 47. Kim, C.K., et al. 1980. "Mechanism of Ozone Inactivation of Bacteriophage f2." Appl. Environ. Rev. Environ. Contr. 5:141- 48. Kinman, R.N. 1975. "Water and Wastewater Disinfection with Ozone: A Critical Review." Crit. 152.
- During Ozonation of Water 49. Krasner, S.W., W.H. Glaze, H.S. Weinberg, et al. 1993. "Formation of Control of Bromate Containing Bromide." J. AWWA. 85(5):62..
- Water." J. AWWA.81(8):41. 50. Krasner, S.W., et al. 1989. "The Occurrence of Disinfection By-products in US Drinking CT Value Concept for 51. Langlais, B., et al. 1990. "New Developments: Ozone in Water and Wastewater Treatment. The Ozonation for Inactivation of Some Protozoa, Free-Living Evaluation of Disinfection Process Efficiency; Particular Case of Presented at the Int. Ozone Assn. Pan-American Conference, Shreveport, Louisiana, March 27-29. Amoeba and Cryptosporidium." 52. Langlais, B., D.A. Reckhow, and D.R. Brink (editors). 1991. Ozone in Drinking Water Treatment: Application and Engineering. AWWARF and Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Whether Pathogenic of Not." 53. Langlais B. and D. Perrine. 1986. "Action of Ozone on Trophozoites and Free Amoeba Cysts, Ozone Sci. Engrg. 8(3):187-198.
- Biologically Active Rapid 54. LeChevallier, M.W., W.C. Becker, P. Schorr, and R.G. Lee. 1992. "Evaluating the Performance of Filters." J. AWWA. 84(4):136-146.
- Drinking Waters." Conference 55. LeLacheur, R.M., P.C. Singer, and M.J. Charles. 1991. "Disinfection By-products in New Jersey proceedings, AWWA Annual Conference, Philadelphia, PA.
56. Logsdon, G.S., S. Foellmi, and B. Long. 1992. "Filtration Pilot Plant Studies for Greater British Columbia. Vancouver's Water Supply." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Vancouver, Performance and Microbiology of 57. Malley, J.P., T.T. Eighmy, M.R. Collins, J.A. Royce, and D.F. Morgan. 1993. "The True 85(12):47-57. Ozone - Enhanced Biological Filtration." J. AWWA.
- New York, Brussels, Hong Kong. 58. Masschelein, W.J. 1992. "Unit Processes in Drinking Water Treatment." Marcel Decker D.C., ACVK." J. AWWA. 69:461-462. 59. Masschelein, W.J. 1977. "Spectrophotometric Determination of Residual Ozone in Water with Project Water and Impacts on 60. McGuire, M.J., S.W. Krasner, and J. Gramith. 1990. Comments on Bromide Levels in State of Southern California. Control of Disinfection Byproducts Metropolitan Water District Measurement of Photochemical 61. McKee, H.C., R.E. Childers, and V.B. Parr 1975. Collaborative Study of Reference Method for Washington, D.C. February. Oxidants in the Atmosphere, EPA EPA-650/4-75-016, Chloramines." Conference 62. McKnight A., and D.A. Reckhow. 1992. "Reactions of Ozonation Byproducts with Chlorine and Columbia. proceedings, AWWA Annual Conference, Vancouver, British Montgomery Consulting Engineers). 63. MWDSC and JMM (Metropolitan Water District of Southern California and James M. 1992. "Pilot Scale Evaluation of Ozone and peroxide." AWWARF and AWWA, Denver, CO.
- Disinfection: Water and Wastewater. 64. Morris, J.C. 1975. "Aspects of the Quantitative Assessment of Germicidal Efficiency." J.D. Johnson (editor). Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.
- Conference proceedings, Water 65. Owens, J. H., et al. 1994. "Pilot-Scale Ozone Inactivation of Cryptosporidium and Giardia." Quality Technology Conference, Part II, San Francisco, CA.
- Dioxide on Survival of 66. Peeters, J. E. et al. 1989. "Effect of Disinfection of Drinking Water with Ozone or Chlorine 55(6):1519-1522. Cryptosporidium parvum Oocysts." Appl. Environ. Microbiol.
- Non." Bull Soc.Frnac. Parasitol. 67. Perrine, D., et al. 1984. "Action d l'Ozone sur les Trophozoites d'Amibes Libres Pathogens ou 3:81.
- Sci. Engrg. 8:77. 68. Prendiville, D.A. 1986. "Ozonation at the 900 cfs Los Angeles Water Purification Plant." Ozone AWWARF and AWWA, Denver, 69. Price, M.L. 1994. Ozone and Biological Treatment for DBP Control and Biological Stability CO, pp. 252.
- Filters." Slow Sand Filtration- Recent 70. Rachwal, A.J., et al. 1988. "Advanced Techniques for Upgrading Large Scale Slow Sand Developments in Water Treatment Technology, EllisHorwood Ltd, Chichester, U.K.
- Filtration." AWWARF and 71. Reckhow, D.A., J.K. Edzwald, and J.E. Tobiason. 1993. "Ozone as an Aid to Coagulation and AWWA, Denver, CO.
- proceedings, Ozonation, Recent 72. Reckhow, D.A., P.C.Singer, and R.R. Trussell. 1986. Ozone as a coagulant aid. Seminar Denver, CO. Advances and Research Needs, AWWA Annual Conference,
73. Reckhow, D.A., J.E. Tobiason, M.S. Switzenbaum, R. McEnroe, Y. Xie, X. Zhou, P. and Biologically Active In- McLaughlin, and H.J. Dunn. 1992. "Control of Disinfection Byproducts and AOC by Pre-Ozonation Annual Conference, Vancouver, British Columbia. Line Direct Filtration." Conference proceedings, AWWA Perspective. EPA 811-R-92-005, 74. Regli, S., J.E. Comwell, X. Zhang., et al. 1992. Framework for Decision Making: An EPA EPA, Washington, D.C.
- Calibration Procedures, EPA- 75. Rehme, K.A., J.C. Puzak, M.E. Beard, C.F. Smith, and R.J. Paur. 1980. Evaluation of Ozone 600/S4-80-050, EPA, Washington, D.C, February.
- Designer's Role." Ozone Sci. 76. Renner, R.C., M.C. Robson, G.W. Miller, and A.G. Hill. 1988. "Ozone in Water Treatment -The Engrg. 10(1):55-87.
77. Rice, R.G. 1996. Ozone Reference Guide. Electric Power Research Institute, St. Louis, MO.
- Presented at the First International 78. Rice, R.G., P.K. Overbeck, K. Larson. 1998. Ozone Treatment for Small Water Systems. International/PAHP/WHO, Arlington, VA, May 10-13, 1998. Symposium on Safe Drinking water in Small Systems. NSF on Ozone Disinfection, E. G. 79. Riesser, V.W., et al. 1976. "Possible Mechanisms of Poliovirus Inactivation by Ozone." Forum International Ozone Institute, Syracuse, NY. Fochtman, R.G. Rice, and M.E. Browning (editors), pp. 186-192,

80. Rittman, B.E. 1990. "Analyzing Biofilm Processes Used in Biological Filtration." J. AWWA. 82(12):62.
- Urbana-Champaign. 81. Roy, D. 1979. Inactivation of Enteroviruses by Ozone. Ph.D. Thesis, University of Illinois at
82. Roy, D., R.S. Engelbrecht, and E.S.K. Chian. 1982. "Comparative Inactivation of Six Enteroviruses by Ozone." J. AWWA. 74(12):660.
83. Scott, D.B.M. and E.C. Leshner. 1963. "Effect of Ozone on Survival and Permeability of Escherichia coli." J. Bacteriol. 85:567-576.
- the First International Conference 84. Singer P.C. 1992. "Formation and Characterization of Disinfection Byproducts." Presented at
- Microbial Risks. on the Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical and
- proceeding, IOA Ninth Ozone World 85. Singer, P.C., et al. 1989. "Ozonation at Belle Glade, Florida: A Case History." Conference
- Conference.
86. Song, R., et al. 1997. "Bromate Minimization During Ozonation." J. AWWA. 89(6):69.
- Water Sci. Technol. 14:303-314. 87. Sproul, O. J., et al. 1982. "The Mechanism of Ozone Inactivation of Waterborne Viruses." Pulse Radiolysis. 2 OH and HO₄ as
88. Staehelin, J., R.E. Bühler, and J. Hoigné. 1984. "Ozone Decomposition in Water Studies by Chain Intermediates." J. Phys. Chem. 88:5999-6004.
- proceedings, IOA Pan American 89. Stolarik, G. F., and J.D. Christie. 1997. "A Decade of Ozonation in Los Angeles." Conference
- Group Conference, Lake Tahoe, NV.
90. Suffet, I.H., C. Anselme, and J. Mallevalle. 1986. "Removal of Tastes and Odors by Research Needs, Denver, CO. Ozonation." Conference proceedings, AWWA Seminar on Ozonation: Recent Advances and
- the Effects of Ozone and 91. Tobiason, J.E., J.K. Edzwald, O.D. Schneider, M.B. Fox, and H.J. Dunn. 1992. "Pilot Study of Peroxone on In-Line Direct Filtration." J. AWWA. 84(12):72-84.
- Reaction with Bis- 92. Tomiyasu, H., and G. Gordon. 1984. "Colorimetric Determination of Ozone in Water Based on (terpyridine)iron(II)." Analytical Chem. 56:752-754.
93. Troyan, J.J. and S.P. Hansen. 1989. Treatment of Microbial Contaminants in Potable Water Supplies Technologies and Costs. Noyes Data Corporation, Park Ridge, New Jersey.
94. Umphries, M.D., et al. 1979. "The Effects of Pre-ozonation on the Formation of Trihalomethanes." Ozonews. 6(3).
- by Ion Chromatography, Revision 95. USEPA. 1997. USEPA Method 300.1, Determination of Inorganic Anions in Drinking Water 1.0. EPA A/600/r-98/118.
- with Rhodamine B/Gallic 96. Van Dijk, J.F.M., and R.A. Falkenberg. 1977. "The Determination of Ozone Using the Reaction IOA, Paris, France, May. Acid." Presented at Third Ozone World Congress sponsored by the
- Formation through Ozone and 97. Van Gunten, U. and J. Hoigné. 1996. "Ozonation of Bromide-Containing Waters: Bromate Hydroxyl Radicals." Disinfection By-Products in Water Treatment, Minear, R.A. and G.L. Amy (editors). CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
- Surface Water Pre-ozonation and Its 98. Van Hoof, F., J.G. Janssens, H. van Dijk. 1985. "Formation of Mutagenic Activity During Removal in Drinking Water Treatment." Chemosphere, 14(5):501.
99. Vaughn, J.M., et al. 1987. "Inactivation of Human and Simian Rotaviruses by Ozone." Appl. Env. Microbiol. 53:2218-2221.
100. Walsh, D.S., et al. 1980. "Ozone Inactivation of Floc Associated Viruses and Bacteria." J. Environ. Eng. Div. ASCE. 106:711-726.
101. Ward, S.B. and D.W. Larder. 1973. "The Determination of Ozone in the Presence of Chlorine." Water Treatment Examination. 22:222-229.
102. Wickramanayake, G.B., et al. 1984b. "Inactivation of Giardia lamblia Cysts with Ozone." Appl. Env. Microbiol. 48(3):671-672.
- Ozonation." J. Water Pollution 103. Wickramanayake, G.B., et al. 1984a. "Inactivation of Naegleria and Giardia cysts in Water by Control Fed. 56(8):983-988.
- Cysts. Ph.D. dissertation, Ohio 104. Wickramanayake, G.B. 1984c. Kinetics and Mechanism of Ozone Inactivation of Protozoan State University, Columbus, OH.
105. Wuhrmann, K., and J. Meyrath. 1955. "The Bactericidal Action of Ozone Solution. Schweiz. J. Allgen. Pathol. Bakteriologie. 18:1060.
- Water By the PFBOA Method." 106. Yamada, H. and I. Somiya. 1989. "The Determination of Carbonyl Compounds in Ozonated Ozone Sci. Engrg. 11(2):127.
- Practice and Recent 107. Zabel, T.F. 1985. "The Application of Ozone for Water Treatment in the United Kingdom -Current Research." Ozone Sci. Engrg. 7(1):11.

ثاني أكسيد الكلور

عرف ثاني أكسيد الكلور كمطهر فعال للمياه منذ بداية القرن العشرين، عندما استخدم لأول مرة في منتج صحي في أوستند، بلجيكا. وقد بدئ باستخدامه في تطهير مياه الشرب بشكل أكبر في الخمسينات حيث أن مشاكل الطعم المرتبطة به أقل من الكلور. ويبلغ عدد الأنظمة التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور لتنقية مياه الشرب بين 700-900 نظام (Hoehn 1992). وأهم استخدامات ثاني أكسيد الكلور في الوقت الحاضر هي:

- تحقيق حدود (مدة تركيز) اللازمة للتطهير .
- عامل مؤكسد قبلي لضبط الطعم والرائحة.
- ضبط الحديد والمنغنيز.
- ضبط كبريتيد الهيدروجين والمركبات الفينولية.

1.4 كيمياء ثاني أكسيد الكلور

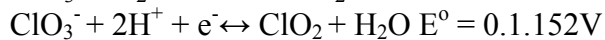
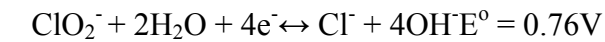
1.1.4 جهد التأكسد

يتأثر التمثيل الغذائي للكائنات الدقيقة وبالتالي مقدرتها على البقاء والتكاثر بجهد التأكسد والاختزال (ORP) للوسط الذي تعيش فيه (USEPA, 1996).

ومركب ثاني أكسيد الكلور (ClO_2) متعادل و يبلغ رقم تأكسد الكلور فيه +4. و يظهر بالأكسدة ولكنه لا يسبب الكلورة. وهو جزيء صغير نسبياً متطاير، ذو طاقة عالية وجذر حر حتى في المحاليل المائية المخففة. يتفاعل بشدة مع العوامل المختزلة على تراكيز عالية. ومع ذلك فهو ثابت في المحاليل المخففة في الأواني المغلقة البعيدة عن الضوء (AWWA,1990). ويعمل ثاني أكسيد الكلور كعامل مؤكسد منتقي بسبب ميكانيكية انتقال الإلكترون الواحد المميزة حيث يختزل إلى كلورايت (ClO_2^-) (Hoehn et. Al. 1996). وثابت الاتزان pKa للإتزان بين أيون الكلورايت و حمض الكلوروس صغير جداً على درجة حموضة 1.8 pH. وهذا يختلف بصورة كبيرة عن اتزان أيون الهيوكلوريت/ وحمض الهيوكلوروس الموجود عند التعادل. ويشير ذلك إلى أن أيون الكلورايت هو الفصيلة السائدة في مياه الشرب. و التفاعلات التالية تمثل بعض تفاعلات التأكسد و الاختزال الرئيسية (CRC,1990):



وهناك أنصاف تفاعلات هامة أخرى، هي :



و يكون الكلورايت هو المنتج النهائي السائد في مياه الشرب حيث يتحول 50 إلى 60 % من ثاني أكسيد الكلور إلى كلورايت و 30% إلى الكلورات (ClO_3^-) والكلوريد (Cl^-) (Werdehoff and Singer,1987).

2.4 توليد ثاني أكسيد الكلور

1.2.4 مقدمة

تعتبر ذائبية ثاني أكسيد الكلور العالية في الماء البارد خاصة، من أهم خصائصه الفيزيائية. وبعكس تميه غاز الكلور في الماء، فإن ثاني أكسيد الكلور لا يتميه بدرجة كبيرة بل يبقى في المحلول كغاز ذائب (Aieta and Berg, 1986). وهو على الأقل أكثر ذائبية من الكلور (على درجة حرارة أعلى من 11م) بمقدار 10 مرات. وهو غاز شديد التطاير ويمكن إزالته بسهولة من المحاليل المائية المخففة بتهوية قليلة أو إعادة الكربنة باستخدام ثاني أكسيد الكربون، (كما في محطات إزالة العسرة). ويكون جذر ثاني أكسيد الكلور الحر غازاً على درجة حرارة 11-12م. ويمكن أن تؤثر هذه الخاصية على فعالية ثاني أكسيد الكلور عند أخذ جرعات من المحاليل أو إجراء عمليات اللحام عند نقاط الحقن. وتكمن بعض المخاوف الأخرى في صعوبة تحليل مركبات معينة بوجود العديد من المركبات والمتبقيات التي تبقى لمدد طويلة وبسبب تطاير المركبات الغازية. ويتفاعل الجذر في الحالة الغازية ببطء مع الماء. وتكون سرعة تفاعله من 7-10 مليون مرة أبطأ من تفاعل غاز الكلور مع الماء (Gates, 1989).

لا يمكن ضغط ثاني الكلور وخزنه تجارياً كغاز لأنه متفجر تحت ضغط عال. ولذلك فإنه لا ينقل من مكان إلى آخر. ويعتبر غاز ثاني أكسيد الكلور متفجراً على تراكيز عالية تتجاوز 10% من حجم الهواء، وتبلغ درجة اشتعاله حوالي 130م (266ف) على ضغوط جزئية (National Safety Council Data sheet 525-CIO₂, 1967). وينطلق ثاني أكسيد الكلور من محاليله المائية المركزة في جو مغلق إلى مستويات قد تتجاوز المستويات الحرجة. وتعطي بعض المولدات الحديثة إنتاجاً مستمراً من غاز ثاني أكسيد الكلور المخفف على 100-300 ملم زئبق بدلاً من المحاليل المائية (National Safety Council, 1997). ولأغراض تنقية مياه الشرب تستخدم محاليل مائية يتراوح تركيزها بالعادة بين 0.1-0.5 % كما في بعض تقنيات التوليد. تستخدم بعض المولدات التجارية كلورايت الصوديوم (NaClO₂) كمغذ ومنتج لغاز ثاني أكسيد الكلور في حالة استخدامه لمياه الشرب. تم إنتاج ثاني أكسيد الكلور مؤخراً من كلورات الصوديوم (NaClO₃) باختزالها بخليط من بيروكسيد الهيدروجين المركز (H₂O₂) وحمض الكبريتيك المركز H₂SO₄. وقد استخدمت الأنظمة المبنية على الكلورات تقليدياً في صناعة الورق، ولكنها اختبرت مؤخراً على نطاق كامل في محطتي تنقية مياه البلديات في الولايات المتحدة. وما زال استخدام هذه التقنية في مجال مياه الشرب في مرحلة التطوير لذلك لن يتم بحثها في هذا الدليل.

2.2.4 نقاوة ثاني أكسيد الكلور

تشغل مولدات ثاني أكسيد الكلور للحصول على أعلى إنتاج من ثاني أكسيد الكلور، مع المحافظة على أدنى تكون لغاز الكلور الحر أو أي متبقيات أكسدة أخرى. والنسبة المئوية الموصوفة لإنتاج ثاني أكسيد الكلور تكون في العادة أكبر من 95%، و يجب أن يكون فائض الكلور المقاس أقل من 2% بالوزن في المياه الخارجة من المولد. ويعرف إنتاج المولد حسب (Gordon et al., 1990):

$$\text{الناتج} = [\text{ClO}_2] + [\text{ClO}_2^-] + \frac{67.45}{83.45} [\text{ClO}_3^-] \times 100\%$$

حيث :

[ClO₂] = تركيز ثاني أكسيد الكلور، ملغم/لتر.

[ClO₂⁻] = تركيز الكلورايت، ملغم/لتر.

[ClO₃⁻] = تركيز الكلورات، ملغم/لتر.

(67.45) = نسبة الوزن الجزيئي للكلورايت إلى الكلورات.

(83.45)

تؤدي تغذية أيون الكلورات في المولد إلى تكون ClO₂, ClO₂⁻, ClO₃⁻، لذا يمكن حساب نقاوة الخليط الناتج باستخدام تراكيز كل الفصائل من القياسات التحليلية المناسبة. ولا يتطلب حساب النقاوة قياس الجريان أو استرجاع الكميات ولا استخدام طريقة الصانع لتحديد الناتج النظري أو فاعلية الاسترجاع، ولا التحويل لأي من المواد المغذية المستخدمة في الإنتاج. وهذا الأسلوب الذي لا يتطلب قياس الجريان يمكن أن يسبب خطأ في الحسابات مقداره 5 % يجب على المحطات التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور، قياس الكلور (الكلور الحر المتوافر) في مخرج المولد إضافة إلى الفصائل ذات العلاقة ب ClO₂⁻. ويمكن أن يسبب الكلور الحر المتوافر FAC خطأ كميتيات ClO₂ لأغراض م.ت أو أن يسبب تكون نواتج جانبية مكثورة لعملية التطهير DBP إذا كان عالي التركيز نسبة إلى مستوى ClO₂ في الخليط المولد. ويعرف الكلور الفائض:

$$\frac{[\text{Cl}_2]}{[\text{ClO}_2] + [\text{ClO}_2^-] + (67.45/83.45)[\text{ClO}_3^-] \times 70.91/2 \times 67.45} = \text{الكلور الفائق}$$

$$\text{حيث تشكل: } \frac{91}{2 \times 67.45} \text{ نسبة الكميات والأوزان الجزيئية للكلور إلى الكلورايت}$$

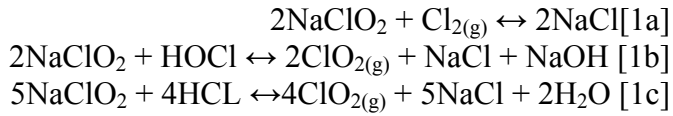
وفيما يلي ملخص لمعادلة أبسط تحل، بشكل كبير، مشاكل طرق المعايرة الخاصة بالأجهزة، ClO_2 ملوث بالكلور، وفعالية منخفضة لتحويل كل من المواد المنتجة للكلورايت أو الكلورات.

$$\frac{[\text{ClO}_2]}{[\text{ClO}_2] + [\text{FAC}] + [\text{ClO}_2^-] + [\text{ClO}_3^-]} \times 100\% = \text{النقاوة}$$

و تسمح هذه الحسابات العملية (المبنية على الوزن) باستخدام عدد من الطرق التحليلية المعتمدة (والتي ستناقش في الجزء 6.4) لتقييم أداء المولد على أسس علمية غير محابية، بدلاً من استخدام مواصفات الصانع غير المعايرة.

3.2.4 الطرق المستخدمة في توليد ثاني أكسيد الكلور

يولد ثاني أكسيد الكلور لأغراض مياه الشرب باستخدام محاليل كلورايت الصوديوم. وتفاعلات التوليد الأساسية التي تحدث في معظم المولدات معروفة منذ مدة طويلة. إذ يتكون ثاني أكسيد الكلور بمفاعلة كلورايت الصوديوم مع غاز الكلور ($\text{Cl}_{2(g)}$)، حمض الهيپوكلورس (HOCl) أو حمض الهيدروكلوريك (HCl). والتفاعلات هي:



وتبين التفاعلات كيف تختلف المولدات عن بعضها، حتى ولو كانت تستخدم نفس المادة الكيميائية المغذية، ولماذا تتطلب بعض المولدات التحكم بدرجة الحموضة بينما لا يعتمد البعض الآخر على درجة حموضة منخفضة. ويحدث في معظم المولدات أكثر من تفاعل واحد. فمثلاً تكوين وفعالية حمض الهيپوكلوروس كوسيط (يتكون في محاليل الكلور المائية) تغطي، في الغالب، على التفاعل الكلي لإنتاج ثاني أكسيد الكلور. ويعطي الجدول 1.4 معلومات عن بعض أنواع المولدات المتوفرة تجارياً. وفي الأنظمة التقليدية يتفاعل كلورايت الصوديوم مع الحمض أو الكلور المائي، أو غاز الكلور. وتحتوي بعض التقنيات المتطورة والمبينة في الجدول 1.4 أنظمة كهروكيميائية، ووسط خامل من الكلورايت الصلب (يمر من خلالها غاز الكلور) وتقنية مطورة مبنية على الكلورات، تستخدم بيروكسيد الهيدروجين المركز مع حمض الكبريتيك.

الجدول 4-1: مولدات ثاني أكسيد الكلور التجارية

التفاعلات الأساسية المتفاعلات والنواتج الجانبية و التفاعلات الأساسية وملاحظات كيميائية
نوع المولد خصائص معينة
حمض- كلوريت $4\text{HCl} + 5\text{NaClO}_2 \rightarrow 4\text{ClO}_{2(aq)} + \text{ClO}_3^-$ تحتاج مضخة للكيماويات. حدود (نظام حمض مباشر) * درجة حموضة منخفضة الإنتاج : 25-30 باوند/يوم * ممكنة مع ClO_3^- الحد الأقصى الناتج: كفاءة 80%. * تفاعلات بطيئة
كلور-كلوريت مائي $\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow [\text{HOCl} / \text{HCl}] + \text{NaClO}_2$ فائض من الكلور أو الحمض لمعادلة NaOH (قاذف لغاز الكلور مع $[\text{HOCl}/\text{HCl}] + \text{NaClO}_2$ معدلات الإنتاج محدودة : لغاية 1000 باوند/يوم. مضخات كيماويات للسوائل $\text{ClO}_{2(g)} + \text{H}/\text{OCl}^- + \text{NaOH} + \text{ClO}_3^-$ تحويل عال ولكن كفاءة الإنتاج 80 أو مضخة ضغط لمياه القاذف) * درجة حموضة منخفضة إلى 92 % فقط. الماء الخارج أكال * ممكنة مع ClO_3^- بسبب انخفاض درجة الحموضة 2.8 – 3.5 ثلاثة أنظمة كيماوية تقوم بضخ HCl ، وهيوكلوريت، وكلوريت، وماء التخفيف
الكلور المائي المدور أو "الدارة" $2\text{HOCl} + 2\text{NaClO}_2 \rightarrow 2\text{ClO}_2 + \text{Cl}^-$ تحتاج لتركيز 3 غم /لتر لتحقيق الفعالية الفر نسبية " علامة مسجلة" 2NaOH + القصوى. معدل الإنتاج لا يتجاوز 1000 باوند (محلول كلور المركز داخل دارة* يحتاج لفائض Cl_2 أو HCl نتيجة تكون في اليوم. يتراوح الناتج بين 92-98% قبل خلطه بمحلول الكلوريت NaOH مع فائض كلور تركيز 10 % . ذو تأثير حمضي على المضخات: يحتاج لمعايرة أثناء العمل. كما يحتاج لفترة حفظ بعد خلطه في خزان الاستخدام لضمان فاعليته .
غاز الكلور -الكلوريت $\text{Cl}_{2(g)} + \text{NaClO}_{2(aq)} \rightarrow \text{ClO}_{2(aq)}$ تتراوح معدلات الإنتاج بين 5 - 120000 (غاز Cl_2 مع 25% محلول * pH متعادل باوند/يوم. يعتمد على الفداف النافوري كلوريت الصوديوم: يسحب * تفاعل سريع لا يوجد مضخات. المحرك هو ماء بواسطة قاذف إلى عمود * احتمال ترسب الكلور داخل المفاعلات لتخفيف الماء الخارج متعادل تقريباً. التفاعل. تحت ضغط منخفض بسبب عسر لا يوجد فائض كلور. السعة (قساوة) محلول التغذية. 5-10 X والناتج 95-99%. كلور فائض أقل من 90%. أجهزة قياس جريان دقيقة لا يجوز أن يقل الضغط عن 40 باوند/انش مربع
غاز الكلور – وسط صلب $\text{Cl}_{2(g)} + \text{NaClO}_{2(s)} \rightarrow \text{ClO}_{2(g)} + \text{NaCl}$ غاز كلور مخفف بالنيتروجين أو الهواء من الكلوريت* تقنية جديدة المرشح ليعطي تياراً من غاز ClO_2 (يسحب أو ضخ غاز الكلور تركيز 8% .سعة لانهائية وإنتاجية < المرطب خلال وسط مستقر 99 % تقريباً. أقصى معدل للإنتاج. يحتوي على كلوريت الصوديوم 1200 باوند في اليوم للعمود: يمكن الصلب). بجمع عدة وحدات (أعمدة) معاً زيادته إلى 10000 باوند/يوم.
كهروكيميائي $\text{NaClO}_{2(aq)} \rightarrow \text{ClO}_{2(aq)} + e^-$ تيار معاكس من الماء البارد يستقبل (توليد ClO_2 بشكل مستمر من * تقنية جديدة غاز ClO_2 المنتج في خلية التوليد محلول كلوريت تركيز 25 % بعد انتشاره خلال الغشاء المنفذ يتم تدويره خلال الخلية للغاز. يتطلب النظام الصغير المؤلف الالكتروليتية). من مسلك واحد ضبطاً دقيقاً للتدفق لغايات استهلاك الطاقة (قانون كولوم)
حمض / بيروكسيد / كلوريد $2\text{NaClO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow 2\text{ClO}_2 + \text{O}_2 + \text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}$ يستخدم محاليل مركزة لبيروكسيد لجهاز مصغر: يساعد على تكثيف الرغوة: pH منخفضة

المصدر : يتصرف عن غيثس Gates ، 1998.

1.3.2.4 المولدات التجارية

يولد ثاني أكسيد الكلور في خطوتين باستخدام طريقة محلول الكلور- الكلورايت التقليدية. في الخطوة الأولى، يتفاعل غاز الكلور مع الماء لتكوين حمض الهيپوكلوروس وحمض الهيدروكلوريك. وتتفاعل هذه الأحماض بعدها مع كلورايت الصوديوم لتكوين ثاني أكسيد الكلور. ويجب الانتباه إلى ضبط نسبة كلورايت الصوديوم إلى حمض الهيپوكلوروس ضبطاً تاماً. حيث سيؤدي نقص كمية الكلور إلى كمية كبيرة من الكلورايت غير المتفاعل. بينما تؤدي زيادة الكلور المضاف إلى تكوين أيون الكلورات الذي يعتبر من نواتج أكسدة ثاني أكسيد الكلور، الذي لا توجد له تشريعات في الوقت الحاضر.

محلول حمض - كلورايت:

يمكن توليد ثاني أكسيد الكلور في مولدات الإضافة المباشرة بإضافة الحمض إلى محلول كلورايت الصوديوم. نشر في المراجع تفاعلات كمية عديدة لمثل هذه العمليات (Gordon et al., 1972) وعند توليد ثاني أكسيد الكلور بهذه الطريقة، فإنه يفضل استخدام حمض الهيدروكلوريك (تفاعل 1-c).

محلول الكلور المائي- الكلورايت:

يتفاعل أيون الكلورايت (الناتج من إذابة كلورايت الصوديوم) مع حمض الهيدروكلوريك وحمض الهيپوكلوروس لتكوين ثاني أكسيد الكلور في هذه الأنظمة التي يشار إليها في العادة بالأنظمة التقليدية (تفاعل 1-b).

يبين الشكل 1-4 مولداً نموذجياً ثاني أكسيد كلور نموذجي يستعمل فيه محلول الكلور-الكلورايت (Demas and Renner, 1992).

إذا سمح لغاز الكلور و أيون الكلورايت أن يتفاعلا تحت ظروف مثالية (والتي لا تكون موجودة في الأنظمة من نوع الكلور المائي)، فإن درجة الحموضة للماء الخارج قد تكون قريبة من 7. ولإستهلاك كلورايت الصوديوم بصورة كاملة، وهو المكون الأعلى ثمناً، يستخدم في العادة فائض من الكلور. وهذا الأسلوب يؤدي إلى إنقاص درجة الحموضة وبالتالي يدفع بالتفاعل أكثر باتجاه الإكتمال. والتفاعل هنا أسرع منه في طريقة حمض-كلورايت ولكنه أبداً بكثير من الطرق الأخرى التجارية والتي سنتحدث عنها فيما يلي:

الكلور المائي المدور " الحلقة أو الدارة الفرنسية" علامة مسجلة "French Loop"™:

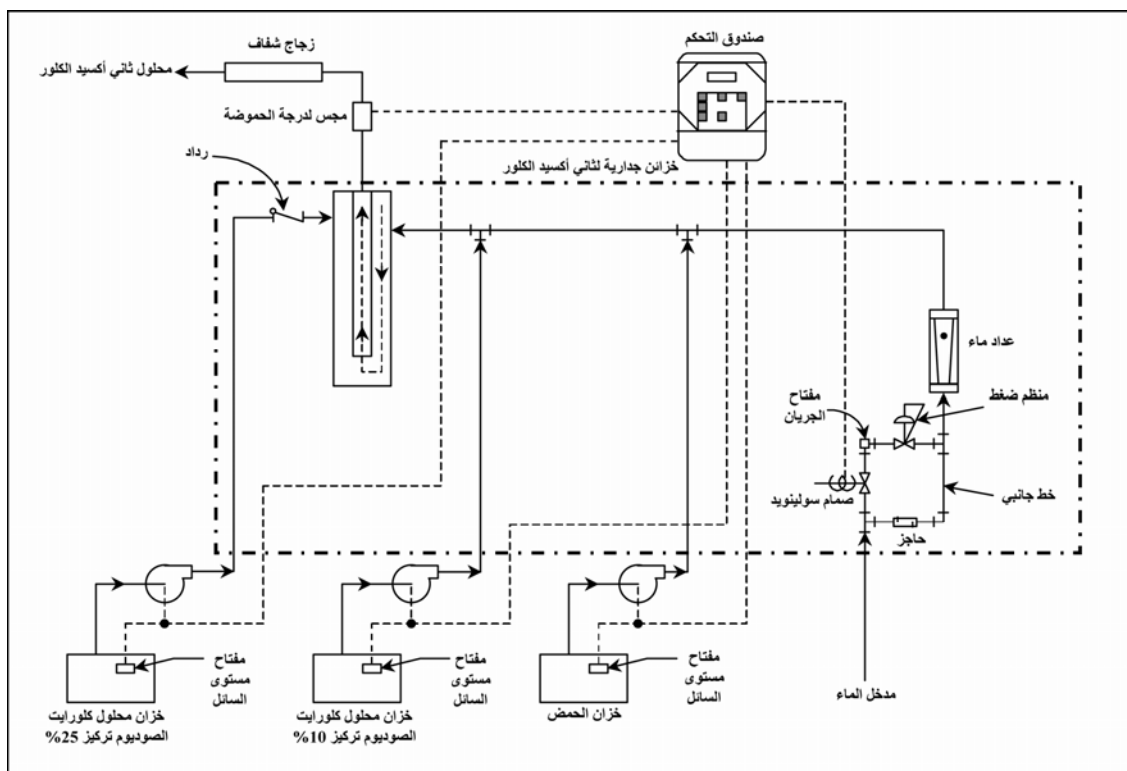
في تصميم جهاز الكلور المائي والمبين في الشكل 2-4 يحقن الكلور في دارة الماء الدائم الجريان. وهذا يلغي الحاجة إلى فائض من غاز الكلور الذي يجب تغذية المولد به، حيث أن جزيئات الكلور ستذوب في ماء التغذية محافظة على درجة حموضة منخفضة لماء التغذية. وتحافظ هذه المولدات على الكلور في مستوى أعلى قليلاً من الإشباع. وتؤدي درجة الحموضة المنخفضة إلى ناتج أعلى من ثاني أكسيد الكلور (أكثر من 95% من معدل لإنتاج حسب التصميم) (Thompson, 1989). وقد يتفاعل الكلور في الماء المتدفق من المولد مع ثاني أكسيد الكلور لتكوين الكلورات، إذا ترك لفترة طويلة في وحدات التخزين. وتشغيل الدارة الفرنسية أصعب من الأنظمة الأخرى بسبب آلية تشغيل النظام وضبط معدل تغذية كلورايت الصوديوم (مضخة المعايرة أو الحقن)، ومعدل تغذية الكلور (العداد الدائر)، ودارة الجريان (المضخة). وتستخدم التصميمات الحديثة خزناً ثانياً لخرن الكلور المائي بصورة دائمة وبالتالي تلافي عدد من صعوبات بدء التشغيل وإعادة التدوير.

محلول غاز الكلور-الكلورايت:

يمكن تبخير محلول كلورايت الصوديوم ومفاعله مع غاز لكلور تحت ضغط منخفض. وتستخدم في هذه الطريقة مواد غير مخففة وهي أسرع بكثير من طريقة محلول الكلور: محلول الكلورايت (Pitochelli, 1995). ويمكن زيادة معدلات الإنتاج بسهولة، سجلت بعض الأنظمة المستخدمة إنتاج ما يزيد عن 60.000 باوند في اليوم.

تستخدم طريقة الحمض - هيبوكلوريت الصوديوم - كلورايت الصوديوم لتوليد ثاني أكسيد الكلور عندما لا يتوافر غاز الكلور. تخلط هيبوكلوريت الصوديوم أولاً مع حمض الهيدروكلوريك أو أي حمض آخر لتكوين حمض الهيبوكلوروس. ومن ثم يضاف كلورايت الصوديوم لخليط التفاعل لتكوين ثاني أكسيد الكلور.

إذا تكون حمض الهيبوكلوروس، فإن أحد النواتج الجانبية لتفاعله مع كلورايت الصوديوم في المحلول هو هيدروكسيد الصوديوم. وحيث إن هيدروكسيد الصوديوم يستعمل عادة كمثبت لكلورايت الصوديوم، فإن درجة الحموضة للخليط يمكن أن تصبح أعلى من اللازم. فدرجة الحموضة العالية تبطئ تكوين ثاني أكسيد الكلور، وتدفع بتفاعلات تكوين الكلورات بأن تكون أقل فاعلية. وهذه هي نفس الطريقة التي تتفاعل فيها أيونات الكلورايت والهيبوكلوريت في مياه الشرب لتكوين أيون الكلورات. والتأثير التعادلي لهيدروكسيد الصوديوم قد يتأثر بدرجة الثبات المختلفة لكل من أنواع ومصادر كلورايت الصوديوم المسموح استخدامها في مياه الشرب حسب مواصفات AWW Standard B303-95 (AWWA, 1995).



الشكل 4-2- توليد ثاني أكسيد الكلور باستخدام طريقة الكلور المائي المدور

قد يتأكسد حمض الكلوروس (وليس أيون الكلورايت) في محاليل الكلور المائية، ذات درجة الحموضة المنخفضة جداً مباشرة، لتكوين ثاني أكسيد الكلور كما في تفاعل 1-d. وعند درجة الحموضة هذه يبقى غاز الكلور ذائباً في الماء بتركيز أعلى من الحد الطبيعي ويسمح للتفاعل 1-a بأن يحدث:

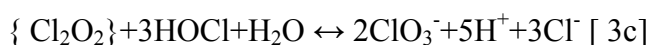
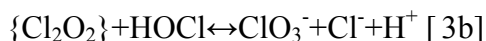


3.3.2.4 تكون الكلورات كناتج طبيعي

يعتبر أيون الكلورات (ClO_3^-) أكثر النواتج الجانبية غير المرغوب في تكوينها، ويمكن تكون الكلورات بتفاعلات الثنائي الوسيط $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$. فبدلاً من أن يتحول أيون الكلورايت ببساطة إلى ثاني أكسيد الكلور، تحدث التفاعلات 1a-1d لتكوين الثنائي الوسيط غير المتمثل و غير الثابت $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$ أو $\{\text{Cl}^- - \text{ClO}_2\}$ ، كما هو مبين من تفاعل (Emmenegger and Gordon, 1917) [2]

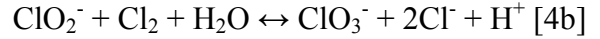


في بعض المولدات التي تعمل بتركيز مواد متفاعلة منخفض نسبياً، تتكون كمية وافرة من الكلورات من تفاعل $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$ كما هو مبين في التفاعلات 3a,3b,3c



تسبب المحاليل الحمضية (درجة حموضة أقل من 3) تفكك Cl_2O_2 إلى الكلورات بدلاً من ثاني أكسيد الكلور وأيضاً التأكسد المباشر للكلورايت إلى الكلورات، والتفاعلات الكلية التي تصف تكون أيون الكلورات هي:





قد تؤدي الظروف التالية إلى إنتاج أيون الكلورات:

- نسب عالية جداً من غاز Cl_2 : ClO_2^- .
- تواجد تراكيز عالية من الكلور على درجة حموضة منخفضة في المحاليل المائية.
- بقاء محاليل كلورايت مخففة على درجة حموضة منخفضة.
- التأكسد والاختزال الذاتي لثاني أكسيد الكلور، بوجود قاعدة كمحفز، على درجة حموضة مرتفعة ($\text{pH} > 11$).
- خليط التفاعلات ذات الحمضية العالية ($\text{pH} < 3$).
- التأكسد المباشر لأيونات الكلورايت بفائض من حمض الهيدروكلوروس لتكوين أيون الكلورايت بدلاً من ثاني أكسيد الكلور (غير المعتمد على التكون السريع للوسيط $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$).

4.2.4 تصميم المولد

عندما يتكون حمض الهيپوكلوروس تحت الظروف الحمضية، فإن انخفاض التراكيز المثلى للتفاعلات المكونة لثاني أكسيد الكلور من شأنه زيادة مستويات الكلورات لأن المولد يحفز تفاعل (3-b). وبالتالي إذا كان تركيز المنتجات منخفضاً أو إذا أضيفت كميات كبيرة من ماء التخفيف للمولد، فإن الكلورات ستسود (حسب تفاعل (3-a)). وتفسر هذه المحددات استخدام الكلورايت في المولدات مساو لحوالي 25% وكذلك كلور في الحالة الغازية (أو قريب من محلول مائي مشبع). وإذا زاد تركيز الكلورايت (مثلاً 37%) يصبح المحلول معرضاً أكثر للبلورة أو تكوين ترسبات على درجة حرارة تصل إلى 25 م° (78 ف°).

ونظراً لتأثيرات التخفيف هذه، فإن بعض الأنظمة تعمل كمولدات دفعات متقطعة (تنتج تراكيز عالية من ثاني أكسيد الكلور) بدلاً من مولدات مستمرة تنتج تراكيز أقل من ثاني أكسيد الكلور (> 1 غم/لتر). وتضخ المحاليل المخزونة أو تحقق من خزان التخزين. ويمنع التدوير المتكرر التخزين لفترات طويلة (تزيد عن 24 ساعة) للمحلول المولد.

يمكن أن تصل أنظمة الكلور، من طراز الدارة الفرنسية المذكورة السابقة، إلى معدلات تحويل عالية، إذا وجد الكلور دائماً بكمية فائضة، حيث يسمح الكلور الفائض بحدوث التفاعل بميكانيكية الكلور الجزيئي الموصوفة أعلاه. كذلك فإن درجة الحموضة المنخفضة تقلل لأدنى حد مشاركة OH المتكون من معادلة 1-b وذلك بمعادلتها. ويمكن أن تبقى هذه المحاليل مشوبة بفائض الكلور اللازم، لدفع تحول أيون الكلورايت، ولكن ليس بنفس الدرجة الموجودة في أنظمة محاليل الكلور المائية البسيطة عند تشغيلها تحت ظروف التخفيف. وتعمل مولدات الكلور ذات الدارة بصورة مثلى على السعة القصوى حيث أن أيون الكلورايت يكون متوافراً في طريقة الإنتاج هذه.

تنتج المولدات التقليدية أو التي تستخدم حمض ثاني أكسيد الكلور من خلال الوسيط $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$ طالما تمت المحافظة على تراكيز عالية نسبياً من المواد المتفاعلة (أعلى من 20-30 غم/لتر) في غرفة التفاعل قبل التخفيف. ويمكن الوصول إلى فعاليات عالية في مولدات طور البخار، والدارة المغلقة، والكلورايت الصلب التي تقلل ظروف التخفيف للتفاعل إلى أدنى حد، بمنع تفاعل أيون الكلورايت في الخطوات الأبطأ في التفاعل المذكور أعلاه. ويمكن الوصول إلى ذلك بخلق ظروف تجبر التفاعل الوسيط بين أيونات الكلورايت والكلور الغازي أو الجزيئي، على سرعات تفوق معدلاتها مئات المرات سرعة تحلل الكلور بالماء (تميه الكلور)، مما يقلل بشكل كبير من شأن منافسة طرق تميه الكلور أو إضافة الحمض على آلية غاز $(\text{Cl}_2:\text{ClO}_2^-)$ السائدة، ويمنع أيون الكلورايت من التفاعل مع حمض الهيپوكلوروس مباشرة.

يؤدي الفائض العالي من الكلور في كل أنواع المولدات إلى تأكسد زائد للكلورايت، وتكون الكلورات مباشرة في الوسط المائي (تفاعل (4-b)). ويجب ضبط معدلات تغذية المواد الكيميائية التي تؤدي إلى تكوين النواتج حسب المخططات المرفقة مع المولدات وخاصة في حالة أنظمة الجريان المستمر وأنظمة حقن الغاز المباشر. تحتاج هذه الأنظمة في بعض الأحيان إلى إعادة المعايرة في الموقع إذا لم يكن محلول كلورايت الصوديوم المغذي الأساسي بالتركيز الصحيح أو إذا تم تغيير أجهزة الجريان المعايرة سابقاً. وعند خلط محاليل الكلور المائية مع محاليل كلورايت الصوديوم المغذية تسود الآليات التالية التي قد تؤثر على معدل تكون ثاني أكسيد الكلور:

يتفاعل غاز الكلور مع الماء لتكوين حمض الهيپوكلوروس وحمض الهيدروكلوريك بدلاً من تفاعله مباشرة مع الكلورايت لتكوين ثاني أكسيد الكلور. (يتنافس كل من الماء و الكلورايت على جزيئات الكلور في نفس الوقت). (أنظر المعادلات المبينة في البند 1.4 a-c، و الجزء 1.1.6). تتكون أيونات الكلورات (التفاعلات 3a-c).

تنتج 4 مولات من ثاني أكسيد الكلور فقط من 5 مولات من كلورايت الصوديوم بإضافة الحمض مباشرة (تفاعل 1-c). وقد يكون لهذا الأمر دلالة هامة عند درجة حموضة منخفضة وتركيز عال لأيون الكلوريد.

الجانب العملي لهذا كله أن المولدات المختلفة تعمل ضمن ظروف مثلى مختلفة. فعلى سبيل المثال، فإن أعمدة المفاعلات يجب أن لا تغمر باستمرار بفائض من الماء في أنظمة طور البخار، ولهذا السبب يجب أن تبقى أعمدة مفاعلات المولد المبني على الكلورايت جافة. يؤدي التخفيف الزائد عن الحد للمواد المنتجة إلى خفض فعاليات التحويل بسبب التكون التفضيلي للكلورات على ثاني أكسيد الكلور. أما التوليد المتقطع (على دفعات) فيجب القيام به على الدوام بوجود التركيز الأقصى من ClO_2 مع إجراء التعديلات المناسبة على المضخة (الموجودة بعد المفاعل على خزان التجميع) من حيث معايرة الكميات المضافة أو التدفق. وهكذا يمكن خفض التغيرات في تراكيز ثاني أكسيد الكلور إلى الحد الأدنى، وتجنب تكرار معايرة المضخة ضمن نطاق واسع من مستويات ثاني أكسيد الكلور. أما بالنسبة لمولدات غاز الكلور الحديثة واستخدام كلورايت الصوديوم الجاف في وسط خامل، فإن كميات قليلة من ماء الترطيب في الخليط لا تتداخل بصورة كبيرة مع التفاعل البسيط بين $\text{Cl}_2:\text{ClO}_2$. وتسمح هذه الكميات القليلة جداً بتعريض ClO_2^- المستمر على السطوح الخاملة داخل عمود المفاعل.

يمكن اعتبار مولدات ثاني أكسيد الكلور خزانات خلط بسيطة. وتعباً للمفاعلات في الغالب بواسطة ناقل (مثل رقائق التيفلون وحلقات سيراميكية أو أسطوانات صغيرة مفرغة) لتوليد دوامات هيدروليكية لعملية الخلط. ويحبذ تركيب صنبور صغير على المولد من جهة التصريف، يسمح بأخذ عينات من الناتج ومراقبة عملية التوليد.

تعتبر المواصفات الموصى بها لأعمال المياه (GLUMRB, 1992) والكتب المقررة لتصميم تجهيزات مياه الشرب مثل: (1992) Unit Processes in Drinking Water Treatment by Masschelein مصادر ممتازة لمعايير تصميم مولدات ثاني أكسيد الكلور و تطبيقاتها.

5.2.4 أنظمة التغذية الكيميائية

ينصح باستخدام الخزانات المصنوعة من بلاستيك (فينيل إستر) المقوى بالفيبيرجلاس (FRP) أو خزانات البولي إيثيلين الخطي ذي الكثافة العالية (HDLPE) بدون عزل داخلي أو عزل حراري لخزن الكميات الكبيرة من محاليل ثاني أكسيد الكلور بتركيز بين 25-38%. وينبغي أن تشمل فوهات التفريغ على منافذ (فتحات) للتصريف ومؤشرات موضعية تبين منسوب المخزون ودرجة الحرارة. أما مضخات النقل فيجب أن تكون طاردة من المركز ومصنوعة من الفولاذ الذي لا يصدأ 316، والفيبيرجلاس، وهيايلون، والأجزاء من التيفلون المرطب، وراتينجات الإيبوكسي. كما يجب أن تكون المضخات دون خواتم مانعة للتسرب أو أن تكون مجهزة بخواتم ميكانيكية مزدوجة. أما مادة المواسير فينصح أن تكون من CPVC، مع أن مواد الفينيل إستر أو التيفلون مقبولة أيضاً. لا ينصح باستخدام أنظمة المواسير المصنوعة من الفولاذ الكربوني أو الفولاذ الذي لا يصدأ.

حسب حجم النظام، فإنه يمكن شراء كلورايت الصوديوم معبأ في براميل سعة (55 جالوناً) وحوايات غير مستردة سعة 275 جالوناً أو صهاريج كبيرة. ويمكن خزن كلورايت الصوديوم لمواجهة متطلبات غالبية الأنظمة الصغيرة لمدة 30 يوماً باستخدام البراميل سعة 55 جالوناً بسهولة. ويزن البرميل الذي يتسع لـ 55 جالوناً حوالي 600 باوند. ويجب توفير المعدات التي تمكن شخصاً بمفرده من التعامل مع هذه البراميل بسهولة ويسر. من الضروري اتباع إرشادات معهد الكلور الخاصة بأنابيب غاز الكلور أو محاليل الهيبوكلوريت.

تتضمن أنظمة التخزين وأنظمة ثاني أكسيد الكلور، في العادة، الأمور التالية:

- وضع أنظمة التخزين والتغذية في مكان محدد.
- استخدام مواد غير قابلة للاحتراق مثل الإسمنت المسلح في أعمال البناء.
- استخدام خزانات نظيفة ومغلقة وغير شفافة. فالتعرض لضوء الشمس والأشعة فوق البنفسجية أو الحرارة الزائدة تؤدي إلى نقض فاعلية المنتج.
- تجنب خزن أو التعامل مع مواد قابلة للاحتراق أو مواد متفاعلة، مثل الأحماض والمواد العضوية، في منطقة كلورايت الصوديوم.
- تجهيز أماكن إحتواء ظهيرة لمناطق التخزين والتناول، لمواجهة أسوأ حالات الإراقة مع مجاريير وأحواض تجميع للتمكن من استعادة المواد.
- مصدر مائي قريب من مكان التخزين والتناول لغايات التنظيف.

- تنكات تخزين مزودة بمنافذ تهوية إلى الخارج.
- تهوية ملائمة ورقابة على الهواء.
- أقنعة غازات وأدوات للإسعاف الأولي خارج مناطق الكيماويات.
- المفاعل مزود بفتحات معاينة إذا لم يكن مصنوعاً من مادة شفافة.
- مراقبة وضبط التدفق على جميع خطوط تغذية الكيماويات وخطوط ماء التخفيف وخطوط محلول ثاني أكسيد الكلور.
- يجب أن لا يكون ماء التخفيف عالي القساوة لمنع ترسبات الكالسيوم ويجب أن يكون قريباً من درجة التعادل.
- الفحص الدائم في الموقع لتراكيز المحاليل الكيميائية لضبط كفاءة عملية الإنتاج.
- ضبط التماس المباشر بين الهواء ومحلول ثاني أكسيد الكلور بهدف حصر احتمال تولد تراكيز عالية داخل المفاعل تؤدي إلى انفجاره. ينبغي تجنب ارتفاع تراكيز ثاني أكسيد الكلور في الهواء بنسب تفوق 8-10% من حجمه. يمكن تحقيق ذلك بطريقتين: التشغيل تحت ضغط منخفض أو التخزين تحت ضغط إيجابي أعلى (-45 psig) لمنع تزايد غاز ClO_2 في الفراغ العلوي داخل المولد. كما يجب تجهيز تنكات تخزين ClO_2 بفتحات (منافذ) تهوية مناسبة إلى الخارج.

تكون مضخات تغذية محاليل كلورايت الصوديوم عادة من مضخات المعايرة ذات الرق التي تستخدم لغايات معايرة أو ضبط معدلات التدفق. وفي حالة استخدام المضخات الطاردة من المركز، فإن مادة الصنع الداخلية الوحيدة المسموح باستخدامها في المضخة هي التفلون. وينبغي استخدام كميات قليلة من الشحوم المقاومة للنار عند الحاجة إلى تشحيم المضخة. كما يجب أن يكون محرك المضخة مغلفاً تماماً ومبرداً بمروحة، كما يجب أن يكون لكل مضخة حجرة لمعايرة التدفق.

يجب تدعيم الأنابيب التي تحمل كلورايت الصوديوم لتجنب مخاطر الضغط الزائد على الوصلات والمفاصل. كما يجب استخدام الوصلات المرنة للمضخات لتقليل الأضرار الناشئة عن الاهتزاز. ومن ناحية أخرى يجب العناية بتركيب الأنابيب مائلة باتجاه نقاط التصريف، وتزويدها بخراطيم موصولة بمحابس في نقاط استراتيجية مختارة لتسهيل القيام بعمليات غسلها وتنظيفها وصرف المياه منها. على أن يتم تزويد المياه المستخدمة في تنظيف أنابيب التغذية بواسطة خراطيم وقتية، يتم وصلها عند التنظيف، وتكون مزودة بصمامات (ردادات) تمنع التدفق العكسي. ومن الضروري تركيب صمامات كابحة على خطوط أنابيب مياه الخدمة، وتركيب صمامات تهوية للخراطيم الموصولة بها، بهدف تخفيض الضغط قبل فصل الخرطوم بعد الإنتهاء من استخدامه.

تقاس التدفقات عادة باستخدام عدادات تدفق مغناطيسية، وعدادات تدفق حجمية، أو عدادات دائرية لضمان الدقة. وينبغي اتخاذ الحيطة الدائمة لتجنب التدفق العكسي. وذلك لأن كلورات الصوديوم شديدة الفعالية، وخاصة عندما تكون جافة، الأمر الذي يستدعي العناية لتجنب احتمال حدوث انفجار.

عندما ينخفض تركيز ثاني أكسيد الكلور عن 10 غم/لتر فإنه لا يولد ضغوط بخار مرتفعة لدرجة تتطوي على خطر حدوث الانفجار تحت درجات حرارة وضغط عاديين. ونادراً ما تستخدم، في معالجة المياه، تراكيز لثاني أكسيد الكلور أعلى من 4% لدرجات حرارة تقل عن 40م°، ومستويات تنقية تتراوح بين 0.1 - 5 ملغم/لتر. أما إذا تجاوزت درجة الحرارة 50م°، فيجب تزويد حاويات التخزين بمنافذ (فتحات) تهوية مناسبة لتجنب احتمال حدوث تراكيز أعلى لثاني أكسيد الكلور. وحيث أن المياه الباردة/مياه الشرب هي التي تستخدم عادة كمياء للتخفيف داخل المولد، فإننا نادرًا ما نواجه هذه الاحتمالات.

6.2.4 متطلبات المولد للطاقة

تمثل متطلبات مولد ثاني أكسيد الكلور للطاقة تلك التي تستخدمها أنظمة توليد الكلور. ويمكن تزويد الطاقة إلى جميع المولدات (ذات القدرة التي تتراوح بين 20 - 12,000 باوند/في اليوم) بواسطة مولدات للتيار الكهربائي 120 فولت أمبير/واحد فاز، أو 480 فولت أمبير/3 فاز. ويختلف استهلاك المولدات للطاقة تبعاً لضغط مياه التعويض العامل على أنابيب الفتوري. وهي تحتاج إلى مضخات معايرة ذات قدرة حسانية ضئيلة، ويعتمد ذلك على كيفية بناء النظام نفسه.

3.4 الاستعمالات الأولية ونقاط استخدام ثاني أكسيد الكلور

تشابه حسابات (م.ت) لثاني أكسيد الكلور مع غيرها من المطهرات مع بقاء إيجاد التراكيز المتبقية بدقة متطلب سابق للتطهير الفعال. يمكن الحصول على شهادة المطهر الأولي بالمحافظة على تركيز من المتبقيات ووقت تلامس فعال. وقد وجد بالممارسة أنه بسبب الطبيعة المتطايرة لغاز ثاني أكسيد الكلور فإن هذا الغاز يعمل بصورة جيدة في مفاعلات الجريان المستمر كخطوط الأنابيب. ويمكن إزالته بسهولة من المحاليل المائية المخففة بالتهوية الدوامية

في تنكات الخلط السريع أو بالإمرار في أحواض إعادة الاشباع بثاني أكسيد الكربون. ويجب ان لا نتوقع تحقيق نتائج م.ت إذا تم ترشيح الماء، حيث أن الاحتمال كبير بعدم وجود متبقيات في الماء المرشح (DeMers and Renner,1992). ولتحقيق نتائج م.ت في التطهير البعدي، يمكن إضافة ثاني أكسيد الكلور قبل الآبار الراكدة أو لأنابيب الناقل. ويجب جمع عينات وافره للمراقبة الحثيثة للمتبقيات. ومن المعروف أن ثاني أكسيد الكلور يتحطم بالأشعة فوق البنفسجية UV في الأحواض المعرضة لضوء الشمس أو الأضواء الفلورية المشعة. لذلك يجب أخذ الاحتياجات اللازمة عند التصميم إذا كان مثل هذا التعرض متوقعاً.

1.3.4 التطهير

يجب إجراء دراسة أولية كاملة عن حاجة المؤكسد قبل اختيار ثاني أكسيد الكلور كمطهر أولي. ويجب أن تأخذ هذه الدراسة بعين الاعتبار التغيرات الموسمية في جودة المياه ودرجة الحرارة ونقاط الاستخدام. ويبين الجدول 2-4 نتائج نموذجية لدراسة حاجة المؤكسد لعينة واحدة من مصدر مياه سطحي.

يبلغ حد المتبقي الأقصى (MRDL) لثاني أكسيد الكلور 0.8 ملغم/لتر والحد الأقصى للملوث (MCL) للكلورايت 1.0 ملغم/لتر، حسب قانون المطهر/النواتج الجانبية للتطهير (DLDBP). وهذا يعني أنه إذا كانت حاجة المؤكسد أكبر من 1.4 ملغم/لتر فإنه لا يمكن استخدام ثاني أكسيد الكلور كمطهر لأن الناتج الجانبي (الكلورايت والكلورات) قد تتجاوز الحد الأقصى المسموح به، إلا إذا أزيلت النواتج الجانبية غير العضوية (مثل الكلورايت) بعد التطهير. وهناك عدة طرق لخفض مستويات الكلورايت الزائدة قبل الكلورة في محطات المياه التقليدية.

الجدول 2-4: نتائج دراسة حاجة المياه السطحية لثاني أكسيد الكلور

الجرعة (ملغم/لتر)	المدة (دقيقة)	ClO_2 (ملغم/لتر)	ClO_2^- (ملغم/لتر)	ClO_3^- (ملغم/لتر)
1.4	3	0.47	0.76	0.05
	10	0.30	0.98	0.06
	20	0.23	1.08	0.07
	40	0.16	1.11	0.07
	60	0.11	1.11	0.07

تتراوح الجرعة النموذجية من ثاني أكسيد الكلور كمطهر لتنقية مياه الشرب بين 0.07 – 2 ملغم/لتر. وقد كان وسيط تراكيز الكلورايت والكلورات في المحطات التي تستعمل ثاني أكسيد الكلور مساوياً لـ 0.24 و 0.20 ملغم/لتر، وذلك في مسح أجرته وكالة حماية البيئة الأمريكية (USEPA, 1998)، وتبلغ المواصفة القياسية 1.0 ملغم/لتر.

2.3.4 ضبط الطعم والرائحة

يستخدم ثاني أكسيد الكلور في مياه الشرب في الولايات المتحدة عادة لضبط الطعم والرائحة الناتجين عن الطحالب وتحلل النباتات. كما أن ثاني أكسيد الكلور فعال في تحطيم الطعم والرائحة الناتجين عن المركبات الفينولية. يعتمد المكان الذي ينصح به لإضافة ثاني أكسيد الكلور لهذا الغرض على جودة المياه الخام أو نوع محطة التنقية والأهداف الأخرى لإضافة ثاني أكسيد الكلور. وفي المحطات التقليدية ينصح بإضافة ثاني أكسيد الكلور قرب نهاية أو بعد حوض الترسيب. فإذا كان عكر الماء منخفضاً (مثلاً أقل من 10 NTU) يضاف ثاني أكسيد الكلور عند بداية المحطة. وتتبع بعض المحطات هذه الممارسة لأن ثاني أكسيد الكلور فعال في ضبط نمو الطحالب في أحواض الترسيب والتندف المعرضة لضوء الشمس (DeMers and Renner, 1992). وتنتج بعض هذه الاستخدامات في فترات الظلام في ضبط الطحالب الكريهة.

3.3.4 أكسدة الحديد والمنغنيز

يمكن استخدام ثاني أكسيد الكلور لأكسدة كل من الحديد والمنغنيز. حيث يتفاعل ثاني أكسيد الكلور مع الصور الذاتية من الحديد والمنغنيز لتكوين الرواسب التي تزال بالترسيب والترشيح. ويختزل ثاني أكسيد الكلور في هذا التفاعل إلى كلورايت (Knocke eal., 1993). وتحتاج إلى 1.2 ملغم/لتر من ثاني أكسيد الكلور لإزالة 1.0 ملغم/لتر من الحديد و 2.5 ملغم/لتر من ثاني أكسيد الكلور لإزالة 1.0 ملغم منغنيز. وللتركيز الأعلى من الحديد والمنغنيز، فإن استخدام ثاني أكسيد الكلور محدد بنسبة النواتج الجانبية لأيونات الكلورايت والكلورات والمساوية 1.0 ملغم/لتر كما ذكر سابقاً. ويمكن أن يضاف الحديد الثنائي قبل التخثير التقليدي لاختزال أيون الكلورايت (إلى أيون الكلوريد) وتحسين عملية التندف الكلية.

4.4 تثبيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير

يمتاز ثاني أكسيد الكلور بميزات عديدة عن الكلور والمطهرات الأخرى في معالجة المياه. فبعكس الكلور يبقى ثاني أكسيد الكلور على شكل جزيئات في نطاق درجات الحموضة الموجودة عادة في المياه الطبيعية (Roberts

(etal.,1980). وثاني أكسيد الكلور عامل مؤكسد قوي ومطهر، وميكانيكية عمله كمطهر غير مفهومه تماماً ولكن يظهر أنها تختلف حسب نوع الكائنات الدقيقة.

1.4.4 آليات التثبيط

لم يلاحظ ضرر فيزيائي كلي لخلايا الجراثيم والفيروسات على التراكيز المنخفضة لثاني أكسيد الكلور والمستخدمة عادة في تطهير مياه الشرب. لذلك ركزت الدراسات بشكل أساسي على طريقتين آليتين أخريين تقودان إلى تثبيط الكائنات الدقيقة: تحديد تفاعلات كيميائية محددة بين ثاني أكسيد الكلور والجزيئات البيولوجية، وملاحظة تأثير ثاني أكسيد الكلور على الوظائف الفسيولوجية.

ففي الآلية الأولى للتطهير يتفاعل ثاني أكسيد الكلور مع الأحماض الأمينية سيستين، وتريبتوفان، والتيروسين ولكن لا يتفاعل مع حمض الرايبونووي (Noss et al., 1983; Oliver et al., 1985). وقد تم الاستنتاج من هذا البحث أن ثاني أكسيد الكلور يثبط الفيروسات بإحداث تغير في البروتينات على سطحها. ومع ذلك فإن ثاني أكسيد الكلور يتفاعل مع حمض الرايبونووي RNA في الفيروسات السنجابية ويخل بذلك بتصنيع حمض الرايبونووي RNA (and O'Brien, 1982 Alvarez). كما وجد أن ثاني أكسيد الكلور يتفاعل مع الأحماض الدهنية الحرة (etal., 1983 Ghandbari). وفي هذا الوقت لم يكن واضحاً ما إذا كانت الطريقة الأساسية للتثبيط باستخدام ثاني أكسيد الكلور تكمن في البناءات الخارجية المحيطة أو الأحماض الأمينية. وربما تساهم كلا المنطقتين في تثبيط الكائنات الممرضة.

أما الآلية الثانية للتطهير فتركز على تأثير ثاني أكسيد الكلور على الوظائف الفسيولوجية. وقد أشير إلى أن الآلية الأولى في التثبيط تتضمن إخلال في إنتاج البروتين (Bernarde et al., 1967) ولكن أشارت دراسات أخرى إلى أن منع إنتاج البروتين قد لا تكون الآلية الأولى في عملية التثبيط (Roller et al., 1980). وقد ذكر في دراسة حديثة أن ثاني أكسيد الكلور أخل في نفاذية الغشاء الخارجي (Aieta and Bery, 1986) وقد دعمت هذه الدراسة بنتائج (Oliviere et al., 1983) و (Ghandbari et al., 1983) الذين وجدوا أن بروتينات الغشاء الخارجي والدهون قد تغيرت بصورة كافية بفعل ثاني أكسيد الكلور لتسمح بنفاذية أعلى.

2.4.4 التأثيرات البيئية

تم إجراء دراسات لتحديد أثر درجة الحموضة، ودرجة الحرارة، والمواد العالقة على فعالية التطهير باستخدام ثاني أكسيد الكلور. وفيما يلي ملخص لتأثير هذه العوامل على تثبيط الكائنات الممرضة.

2.2.2.4 درجة الحموضة pH

بينت دراسات أن تأثير درجة الحموضة على تثبيط الفيروسات والحويصلات أقل في حالة ثاني أكسيد الكلور منه في حالة الكلور على درجة الحموضة بين 6-8.5. وبالعكس الكلور، فإن الدراسات على ثاني أكسيد الكلور بينت أن درجة التثبيط للفيروسات السنجابية (Scarpino et al., 1979) وحويصلات الناجليريا جروبري (Chen et al., 1984) تزداد بزيادة درجة الحموضة.

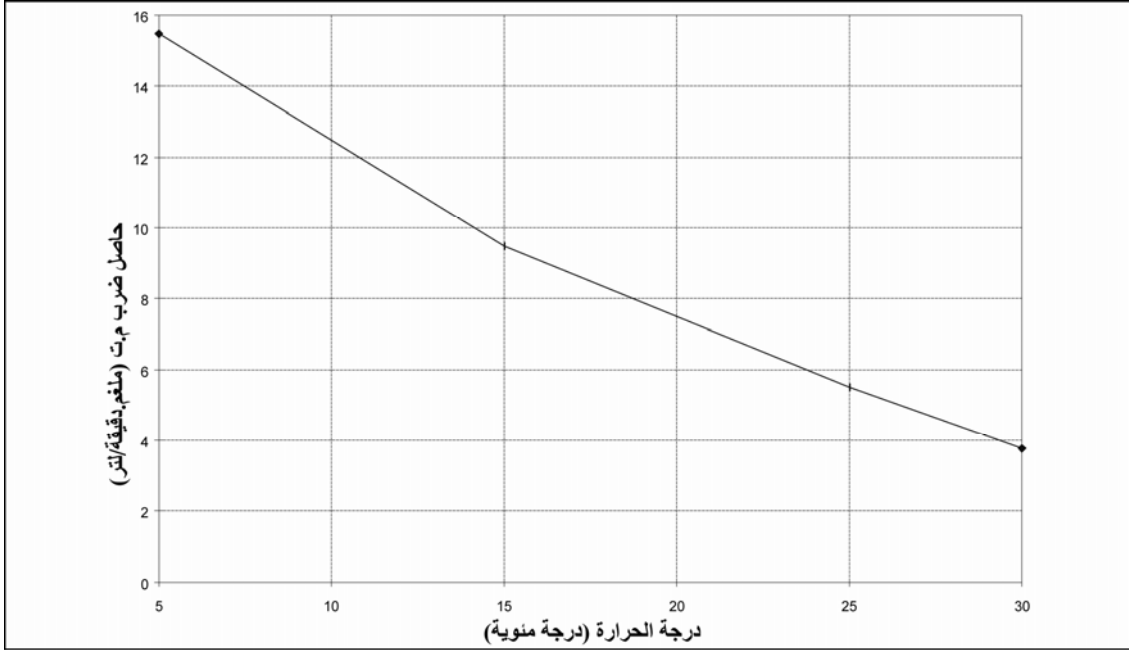
كانت نتائج الدراسات على الأشريكية القولونية غير حاسمة. فقد وجد أن درجة التثبيط بثاني أكسيد الكلور تزداد بزيادة درجة الحموضة (Bernarde et al., 1967 a). إلا أن دراسة سابقة بينت أن نشاط ثاني أكسيد الكلور المبيد للجراثيم لا يتأثر بدرجة الحموضة بين 6.0-10.0 (Ridenour and Ingols, 1947).

وجد في دراسة حديثة على خفية الأبواغ أن تثبيط الحويصلات الانثوية باستخدام ثاني أكسيد الكلور يحدث بسرعة أكبر على درجة حموضة 8.0 منه على درجة حموضة 6.0. وعلى نفس (م.ت) فإن مستوى التثبيط على درجة حموضة 8.0 مرتين أكبر منه على درجة حموضة 6.0 (Le Chevallier et al., 1997). وجدت دراسة أخرى أن فعالية ثاني أكسيد الكلور في تثبيط الجياردية تزداد على قيم درجة حموضة أعلى، ويمكن أن يعزى هذا لتغيرات فيزيائية وكيميائية في بناء حويصلات الجياردية أكثر منه لتأثير درجة الحموضة على التأكسد والاختزال الذاتي لثاني أكسيد الكلور (Liyaunge et al., 1997). وتحتاج دراسة تأثيرات درجة الحموضة على فعالية ثاني أكسيد الكلور إلى أبحاث أخرى.

2.2.2.4 درجة الحرارة

كما هو الحال في حالة الكلور فإن فعالية ثاني أكسيد الكلور تقل بانخفاض درجة الحرارة (Ridenour and Ingols, 1947)، وقد دعمت هذه المعلومات بالبيانات التي حصل عليها (1) Chen et al., والمبينة في الشكل 4-3 لتثبيط حويصلات Nagleria gruberi وبين المنحنى م.ت اللازم للوصول إلى تثبيط مقداره 99% على درجة حرارة بين 5-30م.

وفي دراسة أخرى (1997) Lechevallier et al. , وجد أن تخفيض درجة الحرارة من 20م° إلى 15م° ينقص من فعالية ثاني أكسيد الكلور على الكريبتوسبورديوم بنسبة 40% والشبيه بالنتائج السابقة على الجياردية والفيروسات. وقد وجد (1998) Georgy elal., أنه حتى تحت الظروف الأنسب (أي درجة حموضة 8.5) فإن الجرعات اللازمة للوصول على تثبيط بمقدار 2 لوغاريتم للخفية الأبواغ ليس بديلاً ملائماً ويحتاج إلى جرعات تصل إلى 3,00 ملغم/لتر بمدة استبقاء 60 دقيقة، وعلى درجة حموضة متعادلة فإن الجرعة اللازمة قد تصل إلى أكثر من 20 ملغم/لتر.



الشكل 3-4: تأثير درجة الحرارة على تثبيط حويصلات N.gruberi على درجة حموضة 7

3.2.2.4 المواد العالقة

يؤثر وجود المواد العالقة وتجمع الكائنات الممرضة على فعالية ثاني أكسيد الكلور. وقد قدرت الحماية من تثبيط ثاني أكسيد الكلور بسبب وجود البينتونايت بحوالي 11% من درجات تثبيط على عكارة مساوية أو أقل من NTU 5 و 25% على عكارة بين 5-17 NTU (Chen et al., 1984).

بينت الدراسات المخبرية على تحضيرات من الفيروسات السنجابية 1 تحوي تجمعات حمية أنها تحتاج إلى وقت 2.7 مرة أطول للتثبيط بثاني أكسيد الكلور من الفيروسات في الحالة المنفردة (Brigano et al., 1978). وقد وجد (1984) Chen et al., أن كتلاً من حويصلات Naegleria gruberi مقاومة أكثر لثاني أكسيد الكلور منها للحويصلات غير المتكتلة أو التكتلات ذات الحجم الأصغر.

فعالية التطهير

أجريت عدد من الدراسات لتقدير فعالية ثاني أكسيد الكلور ضد الجراثيم منذ أن أدخل كمطهر لمياه الشرب عام 1944. وقد تمت المقارنة في معظم هذه الدراسات مع الكلور وفي بعضها تمت المقارنة مع الأوزون. وقد وجد أن ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية من الكلور ولكن فعاليته أقل من الأوزون.

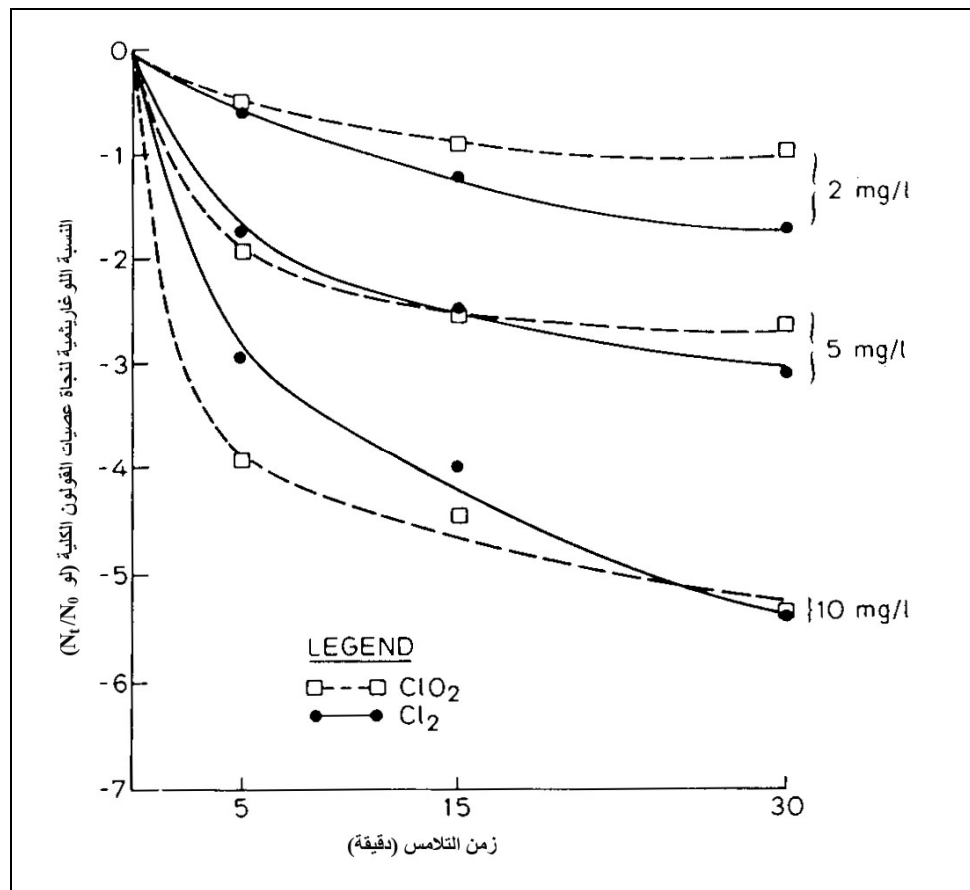
1.3.4.4 تثبيط الجراثيم

أظهرت بيانات كمية نشرت في عام 1990 فعالية ثاني أكسيد الكلور كمبيد للجراثيم. وبشكل عام فقد وجد أن ثاني أكسيد الكلور مساو أو أقوى من الكلور على أساس الجرعة (الكتلة). وقد أظهرت الدراسات أنه حتى مع وجود مواد عالقة، فإن ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية ضد الإشريكية القولونية Bacillus anthracoides على جرعات تتراوح بين 1-5 ملغم/لتر (Trathnaa, 1949). وقد نشر Ridenour و Armbrnste (1949) أن متبقياً أقل من 1 ملغم/لتر من أو رثوتوليدين أرسينيات (OTA) أو ثاني أكسيد الكلور كان فعالاً في مكافحة الشيجيلا الزحارية Shigella dysentria, Eberthella typhosa والسالمونيلا نظيرة التيفية Salmonella paratyphoid، وتحت درجة حموضة ودرجة حرارة مشابهة فإن متبقيات أعلى قليلاً من OTA كانت لازمة لتثبيط الزائفه الزنجارية Pseudomonas aeruginosa و Staphylococcus. وجد أن ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية من الكلور في تثبيط جراثيم B.subtilis B.mentericus و B.megatheriew. كما وجد أن ثاني أكسيد له نفس

فعالية الكلور على السالمونيلا *Salmonella typhimurium* و *S. puratypti* (Bedulivich et al., 1954). وفي بداية الستينيات ساهم (Bernard et al., 1967, 1969) بمساهمات مهمة بينت أن ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية من الكلور في تطهير المياه العادمة المعالجة، كما وجد أن سرعة التثبيط كانت سريعة. وقد قام Roberts et al., (1980) بإجراء بحث شامل عن التطهير باستخدام ثاني أكسيد الكلور. وقد استخدم في الدراسة المياه المتدفقة الثانوية من ثلاث محطات تنقية مياه عادمة. وكان أحد الأهداف إيجاد العلاقة بين الجرعات ومدة التلامس والفعالية في إبادة الجراثيم، وقد قورنت جرعات مساوية بـ 10,5,2 ملغم/لتر من كل من الكلور وثاني أكسيد الكلور. وكانت مدة التلامس 30,15,5 دقيقة.

يبين الجدول 4-4 نتائج هذه الدراسة. وكما يبين الجدول فإن ثاني أكسيد الكلور أظهر تثبيطاً أسرع للقولونيات من الكلور على مدة التلامس الأقصر (5 دقائق) والتركيز الأعلى. إلا أن بعد مرور 30 دقيقة على التلامس كان ثاني أكسيد الكلور مساوياً أو أقل فعالية من الكلور كمبيد للجراثيم.

درس Oliveri et al., (1984) فعالية متبقيات ثاني أكسيد الكلور (والكلور) في تثبيط القولونيات الكلية وفيرس الكوليفاج (F2) في مياه عادمة تم إدخالها إلى نظام توزيع المياه. وقد نتج عن متبقيات أولية من ثاني أكسيد الكلور مساوية لـ 0.85 – 0.95 ملغم/لتر معدل تثبيط 2.8 لوغاريتم للقولونيات الكلية ومعدل تثبيط 4.4 لوغاريتم للكلوفاج F2 على مدة تلامس 240 دقيقة.



الشكل 4-4 : مقارنة بين الفعالية ضد الجراثيم لكل من ثاني أكسيد الكلور والكلور

2.3.4.4 تثبيط الأولي

وجد أن فعالية التطهير بثاني أكسيد الكلور للأوالي مساوية أو أكبر من مقدرة الكلور في تثبيط الجياردية وقد وجد أن ثاني أكسيد الكلور يحقق تثبيط 3 لوغاريتم على تركيز يتراوح بين 1.5 - 2 ملغم/لتر و مدة تلامس مساو 60 دقيقة على درجة حرارة 1م - 25م ودرجة حموضة 6-9 (Hofmann et al., 1997). واعتماداً على درجة الحرارة ودرجة الحموضة فإن خفية الأبواغ 8-16 مره أكثر مقاومة لثاني أكسيد الكلور من الجياردية (Hofmann et al., 1991) ومع أن بعض الحويصلات الأنثوية للخفية الأبواغ تبقى حية فقد أثبتت مجموعة من الباحثين أن مدة تلامس مقدارها 30 دقيقة على تركيز 0.22 ملغم/لتر من ثاني أكسيد الكلور قد تؤدي إلى إنقاص

العدوى بصورة كبيرة لهذه الحويصلات. (Peeters et al., 1989) وبالمقابل فقد وجد باحثون آخرون أن قيم م.ت تتراوح بين 60 – 80 ملغم دقيقة/لتر كانت ضرورية لتنشيط مقداره 1 – 1.5 لوغاريتم (Korich et al., 1990, Ransome et al., 1993).

وقد وجد Fench et al., (1995) أن قيم م.ت لتنشيط لوغاريتم واحد كان بين 27-30 ملغم دقيقة/لتر. ولتنشيط مساو لـ 2 لوغاريتم، فإن م.ت كانت 40 ملغم دقيقة/لتر تقريباً و 70 ملغم دقيقة/لتر لتنشيط 3 لوغاريتم. وقد وجد Finch et al., (1997) أنه يمكن التسبب بتنشيط 3 لوغاريتم للحويصلات الأنثوية للكريبتوسبورديوم بتركيز أولية متبقية مساوية لـ 2.7 – 3.3 ملغم/لتر على مدة تلامس 20/دقيقة ودرجة حموضة 8.0 على درجة حرارة 22م.

درس كل من Chen et al., (1985) و Sproul et al., (1983) تنشيط ناجليريا حبروبيري بثاني أكسيد الكلور، وقد استنتجت الدراستين أن ثاني أكسيد الكلور مطهر ممتاز للتخلص من الحويصلات وأن فعاليته مساوية لفعالية الكلور في التنشيط أو أفضل منها. وقد وجد أن ثاني أكسيد الكلور أفضل بكثير من الكلور على درجة حموضة مرتفعة. إلا أن المؤلفين حذروا من أن م.ت اللازم لتنشيط 2- لوغاريتم كان أعلى كثيراً من المستخدم عادة لمعالجة المياه في ذلك الوقت.

3.3.4.4 تنشيط الفيروسات

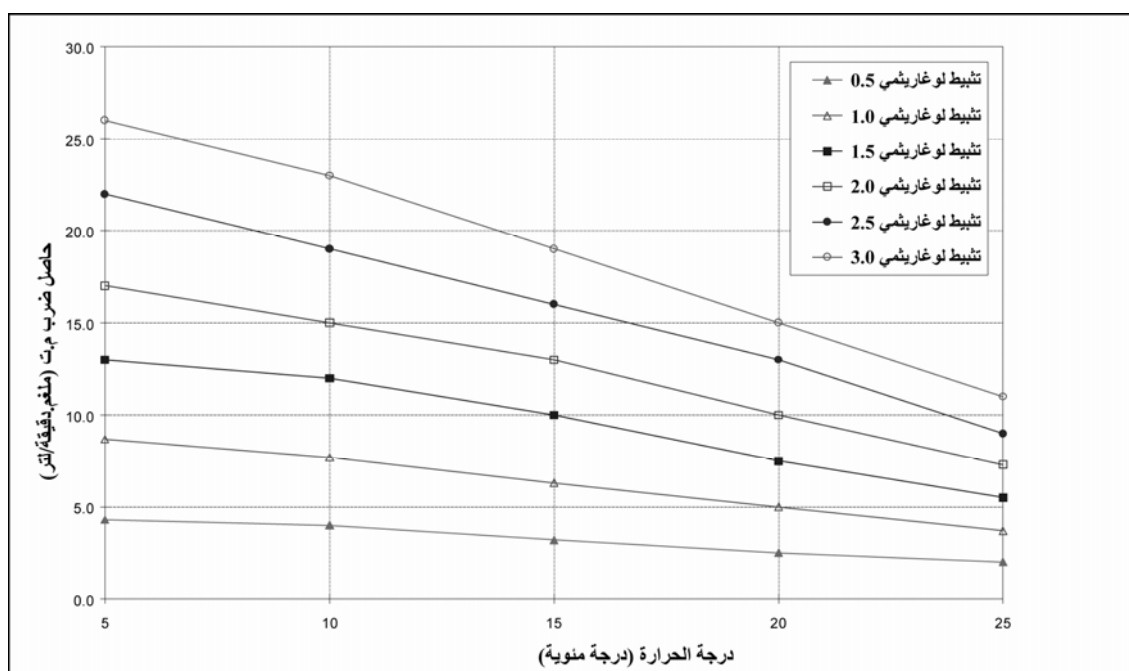
لقد تبين أن ثاني أكسيد الكلور فعال كمبيد للفيروسات. وقد وجد من الدراسات المخبرية أن ثاني أكسيد الكلور يكون أكثر فعالية في تنشيط الفيروسات عندما توجد منفردة وليس في تجمعات، وقد نشر في عام 1946 أن ثاني أكسيد الكلور يثبط سنجابية النخاع (Ridenour and Inglos, 1946). وقد أظهرت هذه الدراسة أن ثاني أكسيد الكلور والكلور الحر تعطي نتائج متشابهة. كما أكدت دراسات أخرى هذه المعلومات للفيروس السنجابية (Cronier et al., 1978) والفيروس الكوكسابي A9 (Scarpino, 1979). ووجد أن ثاني أكسيد الكلور أفضل كثيراً من الكلور في تنشيط الفيروسات الأيكوية 7 والكوكسابية B3 وفيروس السينداي (Smith and Mcvey, 1973). على درجات حموضة مرتفعة (حيث يسود الهيبوكلوريت).

وقد وجدت (Sosbey, 1988) قيم م.ت بناءً على دراسة فيروس التهاب الكبد رقم HM175. وقد وجد في هذه الدراسة إمكانية تنشيط مقدارها 4 لوغاريتم على قيم م.ت أقل من 35 على درجة حرارة 5م وقيم أقل من 10 على درجة حرارة 25م.

4.3.4.4 قيم (م.ت)

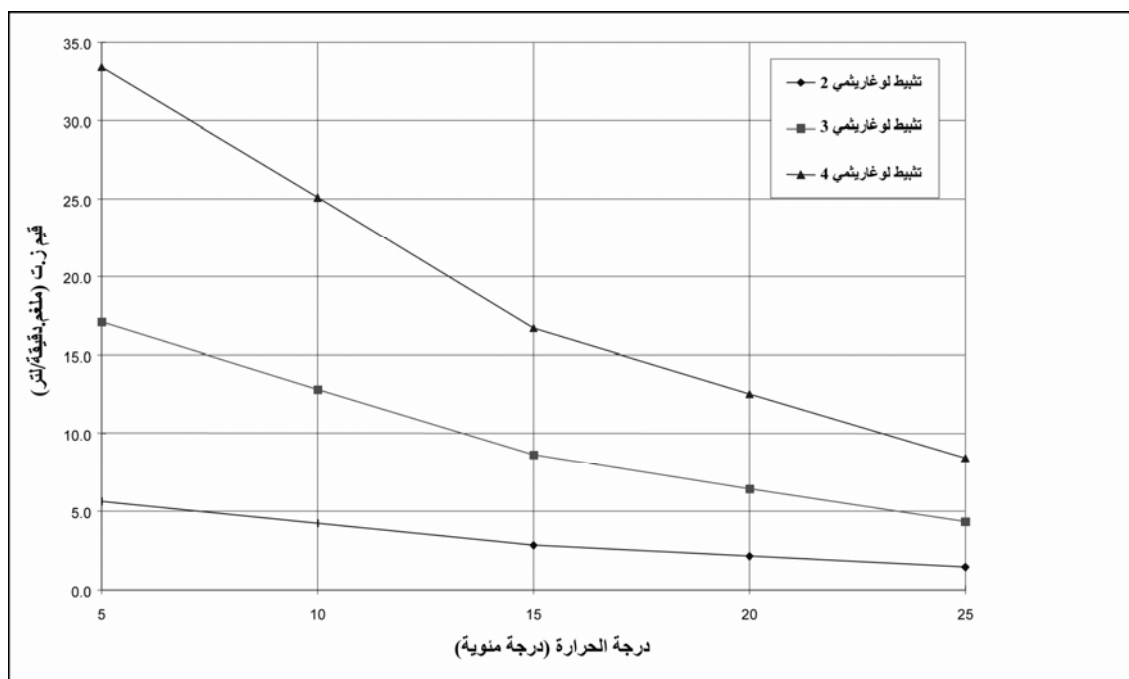
يعتبر ثاني أكسيد الكلور مطهراً قوياً وفعالاً في تنشيط الجراثيم والفيروسات والأوليات الممرضة. ويبين الشكل 4-5 والشكل 4-6 قيم م.ت لتنشيط كل من الجiardية والفيروسات (AWWA, 1991). وقيم م.ت المبينة في الشكل 4-5 مبينة على دراسات التطهير التي أجريت باستخدام الجiardية ميورس في أنابيب الاختبار. وقد تم استنباط قيم م.ت لإزالة 2 لوغاريتم باستخدام حركات التفاعل من الدرجة الأولى مضروبة بمعامل أمان مقدارة 1.5 للحصول على قيم م.ت لإزالة 3 لوغاريتمية أخرى.

ونظراً لمحدودية البيانات المتوافرة على درجات حموضة غير 7، فقد استخدمت نفس قيم م.ت على جميع قيم درجات الحموضة. ولأن ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية على درجة حموضة 9 منه على درجة حموضة 7، فإن قيم م.ت المبينة في الشكل 4-5 محافظة أكثر على درجات الحموضة المرتفعة منها على درجات الحموضة المنخفضة. وقد استخدم معامل أمان لاستخراج قيم م.ت لثاني أكسيد الكلور أصغر منه للأوزون لأن هذه القيم استنتجت من دراسات على الجiardية ميورس والتي هي أكثر مقاومة من الجiardية لأميليا.



الشكل 4-5: قيم م.ت لتثبيت حويصلات أكياس الجياردية باستخدام ثاني أكسيد الكلور

وقد تم الحصول على قيم م.ت المبينة في الشكل 4-6 باستخدام معامل أمان مقداره 2 على معدل قيم م.ت المشتقة من الدراسات على فيروس التهاب الكبد الوبائي A، نوع HM175 (Sobsey, 1988)، وقد تم اشتقاق قيم م.ت على درجات حرارة أخرى غير 5°م باستخدام نقصان بمقدار الضعف لكل زيادة في درجة الحرارة مقدارها 1°م.



الشكل 4-6: قيم م.ت لتثبيت الفيروسات باستخدام ثاني أكسيد الكلور

وبين الشكل 4-7 والشكل 4-8 العلاقة بين حاصل ضرب م.ت ولو غاريثم تثبيت خفية الأبواغ على درجة حرارة 20 و 10°م على التوالي وعلى درجات حموضة 8 و 6. وتظهر قيم م.ت المبينة في الشكل 4-7 والشكل 4-8 ان الحويصلات الأنثوية قد ثبتت بسرعة أكبر على درجة حموضة 8 منها على 6 وأن درجة الحرارة تؤثر على فعالية التطهير لثاني أكسيد الكلور. وقد وجد أن انخفاض درجة الحرارة من 20 إلى 10°م ينقص فعالية التطهير بمقدار 40%. ويدرس (Finch, 1997) تثبيت خفية الأبواغ في المختبر باستخدام مطهرات مختلفة أحدها ثاني أكسيد الكلور.

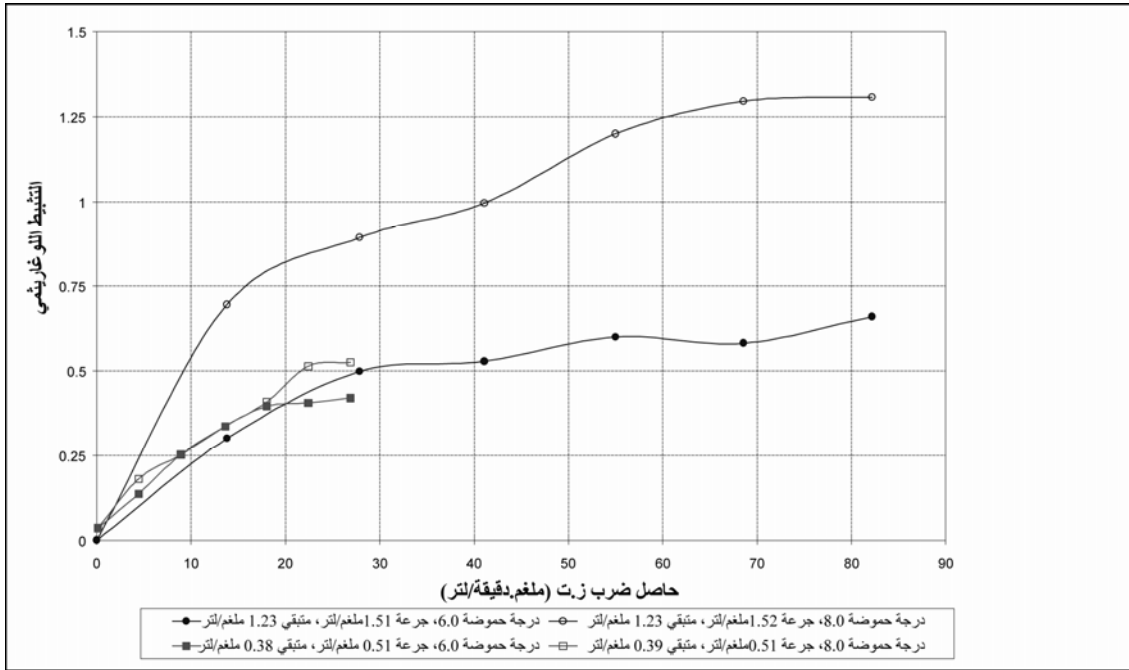
5.4 النواتج الجانبية للتطهير باستخدام ثاني أكسيد الكلور

تشمل النواتج الجانبية لاستخدام ثاني أكسيد الكلور الكلوريتو الكلورات، ونواتج تطهير جانبية عضوية. ويناقش هذا الجزء تكوين هذه المركبات والطرق الكفيلة بإنقاصها أو إزالتها. ويساعد استخدام ثاني أكسيد الكلور في إنقاص تكون ثلاثي هالوجينوميثانات الكلية TTHM وحمض هالوأستيك HAA، وذلك بأكسدة المواد التي تنتجها، وبالسماح بنقل نقطة الكلورة بعيداً في نهاية خط التنقية بعد التخثير والترسيب والترشيح تقل كمية المواد العضوية الطبيعية NOM.

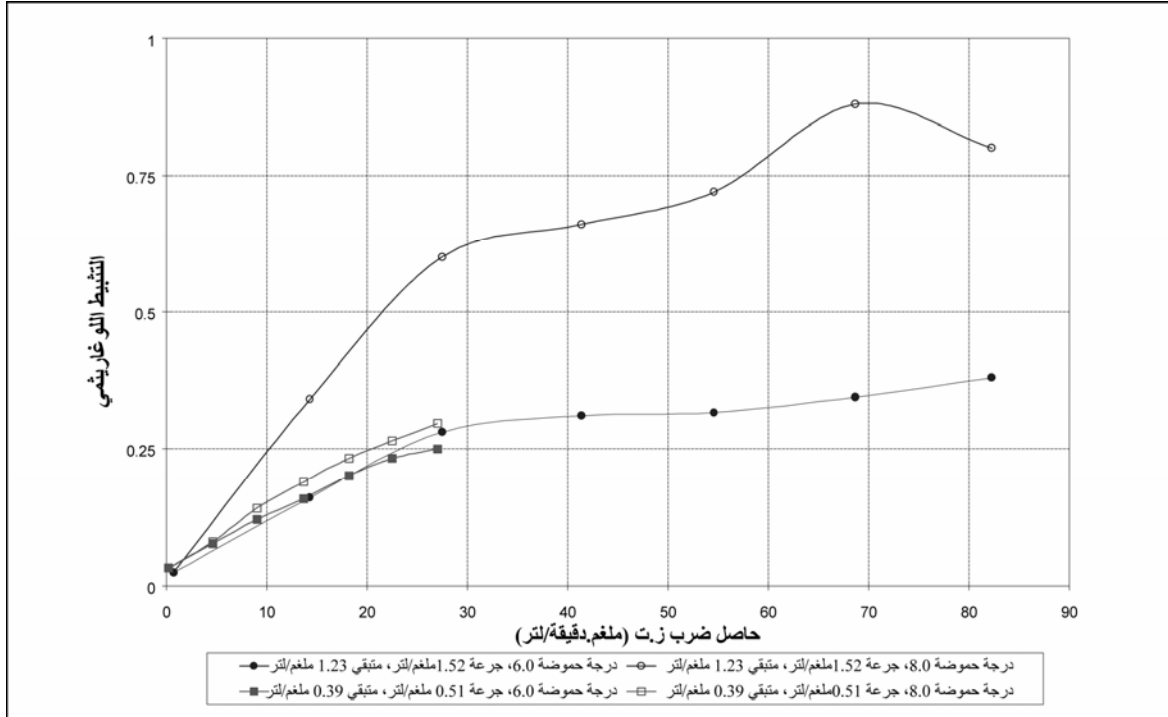
1.5.4 إنتاج الكلورايت والكلورات

تتكون الكلورايت والكلورات بنسب مختلفة كنواتج نهائية أثناء التنقية بثاني أكسيد الكلور والتفكك الذي يليها. وتتضمن العوامل الأساسية التي تؤثر على تراكيز ثاني أكسيد الكلور، والكلورايت والكلورات في المياه الجاهزة ما يلي:

- نسبة الجرعة المستخدمة/حاجة المؤكسد.
- نسبة خلط كلورايت الصوديوم والكلور أثناء توليد ثاني أكسيد الكلور.
- تعرض الماء الذي يحوي ثاني أكسيد الكلور لضوء الشمس.



الشكل 4-7: تشبيط البارقام بثاني أكسيد الكلور على 20م



الشكل 4-8: تشبيط الباركام بثاني أكسيد الكلور على 10م

-التفاعل بين الكلور والكلورايت إذا استخدم الكلور للمحافظة على متبقي في نظام التوزيع.
- مستويات الكلورات في كلورايت الصوديوم المغذي.

يؤدي التفاعل غير المكتمل أو غير الكمي بين كلورايت الصوديوم والكلور إلى كلورايت غير متفاعل في خط تغذية ثاني أكسيد الكلور، وتكون محاليل ثاني أكسيد الكلور المخففة ثابتة إذا كانت حاجة المؤكسد منخفضة أو مساوية للصفر. كما تكون كمية الكلورات الناتجة أثناء توليد ثاني أكسيد الكلور أكبر منها عند إضافة فائض من الكلور. كذلك فإن درجة حموضه مرتفعة أو منخفضة يمكن أن تزيد كمية الكلورات أثناء عملية توليد ثاني أكسيد الكلور. أنظر الجزء 2.4 "التوليد" للحصول على مزيد من المعلومات عن كيمياء توليد ثاني أكسيد الكلور.

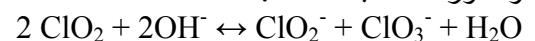
يوجد عدد من المواد غير العضوية 1977, Doerr and والبيولوجية في المياه الخام التي تتفاعل مع ثاني أكسيد الكلور (Noack). وتشكل أيونات الكلورايد (Cl⁻) والكلورايت (ClO₂⁻) فضائل التفكك السائدة الناتجة عن هذه التفاعلات، مع أن الكلورايت (ClO₃⁻) يمكن أن تظهر نتيجة لعدة أسباب عند استخدام ثاني أكسيد الكلور (Gordon et al., 1990, Werdhoff and Singer, 1987).

تلعب تفاعلات التأكسد والاختزال الفورية مع المواد العضوية الطبيعية الدور الأساسي في تحليل ثاني أكسيد الكلور إلى كلورايت في مياه الشرب (Werdehoff and Singer, 1987). والناتج الأساسي لاختزال ثاني أكسيد الكلور هو أيون الكلورايت ويتأثر التوزيع بين كلورايت وكلورات بدرجة الحموضة والتعرض لضوء الشمس، ويتحول 50 إلى 70% من ثاني أكسيد الكلور المستهلك في تفاعل التأكسد إلى كلورايت تحت ظروف معالجة المياه النموذجية (Rav-Acha et al., 1984; Werdehoff and Singer, 1987).

يتوقع أن ينتج 1 إلى 1.4 ملغم/لتر من الكلورايت إذا استخدم ثاني أكسيد الكلور بتركيز مقداره 2 ملغم/لتر (Singer, 1992) ويكون أيون الكلورايت ثابتاً نسبياً بوجود مواد عضوية ولكن يمكن أن يتأكسد إلى كلورات عند إضافة الكلور الحر كمظهر ثانوي (Singer and O'Neil, 1987)

$$\text{ClO}_2 + \text{OCl}^- \leftrightarrow \text{ClO}_3^- + \text{Cl}^-$$

تتكون الكلورات نتيجة لتفاعل الكلورايت المتبقي مع الكلور الحر في عملية التطهير الثانوية. وبالإضافة إلى ذلك فإن ثاني أكسيد الكلور يتأكسد و يختزل تلقائياً في ظروف قاعدية (درجة حموضة أكبر من 9) لتكوين الكلورايت والكلورات حسب المعادلة:



ولذلك ففي معالجة المياه التي تتطلب درجة حموضة مرتفعة مثل إزالة العسره فيجب إضافة ثاني أكسيد الكلور بعد تخفيض درجة الحموضة (Aieta et al., 1984).

يؤثر التفكك الضوئي لثاني أكسيد الكلور على التراكيز النهائية له وللكلورايت، والكلورات في المياه المعالجة بثاني أكسيد الكلور. إضافة إلى ذلك فإن ضوء الشمس يمكن أن يزيد تركيز الكلورات في أحواض التخزين غير المغطاه والتي تحتوي على فائض من ثاني أكسيد الكلور. كذلك فإن التعرض للأشعة فوق البنفسجية يمكن أن يغير من التفاعلات المحتملة بين ثاني أكسيد الكلور وأيون البروميد.

2.5.4 النواتج الجانبية العضوية لعملية التطهير

ينتج ثاني أكسيد الكلور عدداً قليلاً من المركبات الجانبية العضوية إلا أن (Singer, 1992) نبه إلى أن تكون المركبات الجانبية العضوية غير المهلجنة لثاني أكسيد الكلور لم يتم بحثها بصورة جيدة، وتوقع أن ينتج ثاني أكسيد الكلور نواتج أكسده جانبية مشابهة للتي تنتج في حالة الأوزنة. ولا ينتج ثاني أكسيد الكلور ثلاثي هالوجينو ميثانات THMS ولكن تنتج كميات قليلة من المركبات العضوية المهلجنة الكلية (TOX).

وقد أجرى (Richardson et al., 1994) دراسة للتعرف على نواتج التطهير الجانبية العضوية شبه المتطابرة عند استخدام ثاني أكسيد الكلور في تنقية مياه الشرب.

جمعت عينات من نموذج ريادي في إيفانسفيلي، إنديانا، تضمنت متغيرات التنقية التالية:

- ثاني أكسيد الكلور المائي.
- ثاني أكسيد الكلور، وكلوريد الحديدوز، $(Fe Cl_2)$ ، كلور (Cl_2) ووسط ترشيح مزدوج (رمل وانتراسايت).
- غاز ثاني أكسيد الكلور.
- غاز ثاني أكسيد الكلور، وكلوريد الحديدوز $(Fe Cl_2)$ ، وكلور (Cl_2) ووسط ترشيح مزدوج (رمل وانتراسايت).

وباستخدام تقنيات طبيعية متعددة تم التعرف على أكثر من 40 مركباً جانبياً لعملية التطهير (عدد منها بتركيز أقل من نانوجرام/لتر ng/l) بما فيها الأحماض الكربوكسيلية، وجالليك أنهيدريد، فصلت من مركبات XAD^{TM} ، وبعضها يمكن أن يشرع في المرحلة الثانية من قانون النواتج الجانبية للتطهير (DBPR). ولم يلاحظ وجود ثلاثي هالوجينوميثان THM بعد إضافة ثاني أكسيد الكلور إلى الماء كما أنها لم تظهر أيضاً بعد عملية الكلورة اللاحقة.

3.5.4 استراتيجيات ضبط النواتج الجانبية لعملية التطهير بثاني أكسيد الكلور

تنصح وكالة حماية البيئة الأمريكية EPA بأن يكون مجموع تراكيز ثاني أكسيد الكلور، والكلورايت، والكلورات أقل من 1.0 ملغم/لتر l Cl_2 (USEPA, 1983). إضافة إلى ذلك، فإن تجاوز تراكيز ثاني أكسيد الكلور بـ 0.4-0.5 ملغم/لتر تساهم في مشاكل الطعم والرائحة (AWW, 1990). ولهذه الأسباب فإن استخدام ثاني أكسيد الكلور للحصول على متبقي للمطهر محصور على المياه التي يكون فيها الكربون العضوي الكلي (TOC) بين متوسط إلى عالي. وفي المياه ذات حاجة المؤكسد المنخفضة فإن متبقيات ClO_2 قد تدوم لعدة أيام. أما إذا تكونت الكلورات فإنها تبقى ثابتة في الماء الجاهز، وليس هناك طريقة معروفة لإزالة الكلورات إذا تكونت، ومع ذلك فهناك ثلاثة استراتيجيات (Gallagher et al., 1994) أثبتت فعاليتها لإزالة الكلورايت وهي:

- إضافة مركبات الكبريت المختزلة مثل ثاني أكسيد الكبريت وكبريتيت الصوديوم (لا ينصح باستخدامه).
- استخدام حبيبات الكربون المنشط (GAC) أو مسحوق الكربون المنشط (PAC).
- إضافة أملاح الحديد المختزلة مثل كلوريد الحديدوز وكبريتات الحديدوز.

وجد أن إزالة الكلورايت من الماء باستخدام ثاني أكسيد الكبريت أو مركبات الكبريت المختزلة فعال، ولكنه غير مستحب. ووجد في دراسة لإزالة الكلورايت باستخدام ثاني أكسيد الكبريت أن إزالة أفضل للكلورايت تتم على درجة حموضة منخفضة، وأن فعالية إزالة الكلورايت تزداد بزيادة تركيز ثاني أكسيد الكبريت. ول سوء الحظ فإن هذه الطريقة لإزالة الكلورايت تؤدي إلى تكون نسب عالية من الكلورات عند استخدام ثاني أكسيد الكبريت أو الميتا كبريتيت. لذلك استنتج أن التنقية باستخدام ثاني أكسيد الكبريت والميتا كبريتيت غير مرغوب فيها لإزالة الكلورايت (Dixon and Lee, 1991). بالإضافة لذلك، وجد أن ثيوكبريتات الصوديوم فعالة في إنقاص الكلورايت، ولكن درجة الإزالة تعتمد بدرجة كبيرة على درجة الحموضة ومدة التلامس كما أنها تحتاج لجرعات عالية نسبياً. وهنا أيضاً فإن استخدام ثيوكبريتات الصوديوم غير مستحب بسبب الحاجة إلى جرعات عالية (Griese et al., 1991).

وجد أن إضافة أيون الحديدوز لمياه الشرب فعلاً في إزالة الكلورايت لتكوين الكلوريد كناتج جانبي، ويحدث اختزال الكلورايت بسرعة على درجة حموضة تتراوح بين 5-7، ويحدث الاختزال الكامل في 3-5 ثواني. ويتفاعل الحديد المختزل المتبقي في المحلول مع الأكسجين الذائب على درجة حموضة متعادلة، أما إذا كانت الظروف حمضية (-6) (5) فإن ثبات الحديد الذائب قد يؤدي إلى مشاكل حسيه (تكون البقع) إذا استخدم فائض من الحديد، ويجب أن يولي اهتمام خاص لجرعة الحديدوز اللازمة حتى لا تتجاوز الحد الأقصى للتلوث MCL المسموح به للحديد (Knocke and Iatron, 1993).

يمكن ضبط الكلورايت بجرعات عالية (10-20 ملغم/لتر) باستخدام مسحوق الكربون المنشط على درجة حموضة منخفضة (5.5-6.5). وإذا لم يستخدم مسحوق الكربون المنشط لأغراض أخرى مثل ضبط الرائحة، فإنه يلزم جرعات كبيرة منه ولا يكون مجدياً اقتصادياً. وتختلف أنواع مسحوق الكربون المنشط المختلفة في مقدرتها على خفض الكلورايت.

يمكن أن تستخدم حبيبات الكربون المنشط (GAC) لإزالة الكلورايت ولكن نقطة الإنكسار تكون مبكرة. ويظهر أن إزالة الكلورايت باستخدام حبيبات الكربون المنشط تحدث نتيجة الإدمصاص والاختزال الكيميائي (Dixon and Lee, 1991) وتكون درجة فعالية الإزالة الأولية عالية نتيجة لادمصاص الكلورايت. وعندما تشغل مواقع الإدمصاص يصبح الاختزال الكيميائي على سطح GAC الآلية الأساسية في إزالة الكلورايت. وهذا يؤدي إلى فعالية عالية للإزالة الأولية. ومع أن مستويات الكلورايت الخارجة من مرشحات الكربون المنشط الحبيبي GAC منخفضة، إلا أن مستويات الكلور عالية نتيجة لتفاعلات تحدث بين الكلورايت والكلور الحر. وحسب الدراسات فإن سعة طبقات مرشحات الكربون GAC منخفضة، وإذا وجد الكلور الحر وأيون الكلورايت في المياه الداخلة إلى هذه المرشحات، فسيكون أيون الكلورات. والطريقة المثلى لتشغيل مرشحات حبيبات الكربون المنشط GAC لتخفيض الكلورايت وبنفس الوقت تجنب تكون الكلورات هي خفض للحد الأدنى لعدد مرات الإنتاج وعدم وجود الكلور في المرشح.

6.4 وضع الطرق التحليلية

بالإضافة إلى احتياجات الرقابة التي تطبق بغض النظر عن نوع المطهر، فإن قانون النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPR) تستلزم أن تقوم أنظمة المياه التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور في التطهير أو الأكسدة بمراقبة ثاني أكسيد الكلور والكلورايت.

1.6.4 طرق تحليل ثاني أكسيد الكلور والكلورايت

لرقابة التوافق لثاني أكسيد الكلور يجب على الأنظمة أن تستخدم إحدى الطريقتين المبينتين في (40CFR#141.13©1) والتي تتضمن:

DPD, Standard Method 4500-ClO₂ الطريقة اللونية
Amperometric Method II, Standard Method 4500-ClO₂ الأمبيرومترية الطريقة

في حالة الموافقة من الولاية فإن الأنظمة تستطيع قياس تراكيز متبقيات المطهرات لثاني أكسيد الكلور باستخدام وحدات قياس DPD اللونية.

أما بالنسبة لمطابقة الكلورايت فإن على الأنظمة أن تستخدم إحدى ثلاث طرق مبينة في (40CFR#141.13(b)) وتتضمن:

- 1- المعايرة الجهدية Amperometric Titration, Standard Method 4500-ClO₂E
- 2- الكروماتوغرافيا الأيونية Ion Chromatography, EPA Method 300.0
- 3- الكروماتوغرافيا الأيونية Ion Chromatography, EPA Method 300.1

تحدد التشريعات استخدام طريقة المعايير الجهدية للرقابة اليومية الروتينية للكلورايت في مدخل نظام التوزيع، وطريقة الكروماتوغرافيا الأيونية للرقابة الروتينية للكلورات، والرقابة الشهرية الإضافية للكلورات في نظام التوزيع.

توجد تفاصيل هذه الطرق في:

1-Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition, American Public Health Association, 1995

2-Methods for the Determination of Inorganic Substances in Environmental Samples, USEPA, 1993. EPA/600/R-93/100

3-USEPA Method 300.1, Determination of Inorganic Anions in Drinking Water by Ion Chromatography, Revision 1.0 USEPA, 1997, EPA/600/R-98/118

يلخص الجدول 3-4 طرق التحليل المعتمدة لثاني أكسيد الكلور والكلورايت كما يعطي الجدول معلومات خلفية عن كل هذه الطرق.

2.6.4 رقابة ثاني أكسيد الكلور للأنظمة التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور

لرقابة ثاني أكسيد الكلور في أنظمة المياه الخاصة بالتجمعات السكانية الدائمة أو غير المتنقلة والتي تستخدم ثاني أكسيد الكلور في التعقيم أو الأكسدة، يجب أن تجمع عينات يومية عند مدخل نظام التوزيع.

ويجب أخذ عينات إضافية بإحدى طريقتين اعتماداً على المطهر المستخدم للمحافظة على متبق من المطهر في نظام التوزيع. وإذا استخدم ثاني أكسيد الكلور أو الكلورامين أو الكلور للمحافظة على متبق وليس هنالك نقاط تطهير إضافية بعد مدخل نظام التوزيع (أي ليس هناك تقوية للكلورة)، فيجب على النظام أخذ ثلاث عينات أقرب ما تكون من المستهلك الأول، على فترات لا تزيد على ست ساعات. أما إذا استخدم الكلور للمحافظة على متبق من المطهر وكان هنالك نقطتين أو ثلاثة نقاط إضافية بعد مدخل نظام التوزيع، فعلى النظام أخذ عينة من كل من المواقع التالية:

1. أقرب ما يمكن من المستهلك الأول.
2. في موقع يمثل معدل مدة الاستبقاء.
3. أقرب ما يكون من نهاية نظام التوزيع (ويعكس هذا أقصى مدة استبقاء في نظام التوزيع).

لا يسمح بإنقاص الرقابة على ثاني أكسيد الكلور. وإذا تجاوزت أي من العينات اليومية عند مدخل نظام التوزيع الحد الأقصى المسموح به للمتبقيات (MRDL) وفي اليوم التالي كانت واحدة (أو أكثر) من الثلاث عينات المأخوذة من نظام التوزيع متجاوزة (MRDL)، فإن النظام يعتبر متجاوزاً للحد الأقصى لمستويات متبقيات المطهرات. وعلى النظام القيام بإجراء تصحيحي فوري لخفض مستوى ثاني أكسيد الكلور تحت الحد الأقصى المسموح به للمتبقيات MRDL، كما أن على النظام إعلام الجمهور فوراً بالتجاوز الحاد غير المزمّن والطارئ بموجب (40CFR141032). كما يجب إبلاغ الولاية فوراً بموجب (40CFR141032). وإذا تجاوزت عينتان متتاليتان في نفس اليوم عند مدخل نظام التوزيع الحد الأقصى المسموح به للمتبقيات MRDL، فإن النظام يعتبر متجاوزاً ويجب أن يعلم الجمهور بالتجاوز المستمر غير المزمّن بموجب (40CFR141.32). كما أن على النظام إبلاغ الولاية بموجب (40CFR141.32).

3.6.4 رقابة الكلورايت في الأنظمة التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور

لرقابة الكلورايت، على أنظمة المياه في التجمعات الدائمة أو غير المتنقلة، والتي تستخدم ثاني أكسيد الكلور كمطهر أو كمؤكسد تؤخذ عينات يومية عند مدخل نظام التوزيع. فإذا تجاوزت إحدى العينات في أحد الأيام الحد الأقصى المسموح به (MCL) والمساوي لـ 1.0 ملغم/لتر، فعلى النظام أخذ عينات إضافية في نظام التوزيع في اليوم التالي في المواقع المحددة بقانون النواتج الجانبية للمطهرات (DBPR). يجب أن تجمع هذه العينات الإضافية من:

1. أقرب ما يكون من المستهلك الأول.
2. موقع يمثل معدل مدة الاستبقاء.
3. موقع أقرب ما يكون من نهاية نظام التوزيع (ويعكس أقصى مدة استبقاء في نظام التوزيع).

بالإضافة إلى ذلك على الأنظمة التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور أن تأخذ مجموعة من العينات الثلاث شهرياً من مواقع مشابهة للمواقع التي يجب الأخذ منها في حالة تجاوز الكلورايت للحد الأقصى المسموح به (MCL) في العينة المأخوذة من مدخل نظام التوزيع، وبالتحديد فإنه يجب أخذ هذه المجموعات من العينات الثلاث من:

موقع قريب من المستهلك الأول

موقع يمثل معدل مدة الاستبقاء

موقع يمثل أقصى مدة استبقاء في نظام التوزيع ويجب أن يتم أي جمع عينات روتيني إضافي من نفس المواقع المحددة لمجموعات العينات الثلاث.

يمكن خفض دورية جمع العينات من شهر إلى مره كل أربعة أشهر بعد سنة من الرقابة بحيث:

- 1- أن لا تتجاوز أي عينة في نظام التوزيع الحد الأقصى المسموح به (MCL).
- 2- أن لا يكون مطلوباً من النظام متابعة الرقابة كنتيجة لعينة يومية جمعت عند مدخل نظام التوزيع.

يمكن وضع هذه الأنظمة على جدول رقابة سنوي، إلا إذا تجاوزت أي من العينات اليومية أو أي من العينات الربعية الثلاث الحد الأقصى المسموح به، ففي هذه الحالة يجب على النظام العودة إلى الرقابة الشهرية.

إذا تجاوز المعدل الحسابي لأي مجموعة من ثلاث عينات الحد الأقصى المسموح به وهو 1.0 ملغم/ لتر، فإن النظام يعتبر متجاوزاً للحد الأقصى المسموح به MCL ويجب أن يتم إعلام الجمهور بموجب 40CFR141.32 إضافة إلى إبلاغ الولاية بموجب 40CFR.141.134.

7.4 الاعتبارات التشغيلية

كما في حالة اختيار جميع المطهرات فإنه يجب إستشارة الوكالة الرئيسية عند القيام بعملية الاختيار. وللبعض الولايات احتياجات تشغيلية، وصيانة ورقابة خاصة بها عند استخدام ثاني أكسيد الكلور. فولاية كاليفورنيا تمنع استخدام ثاني أكسيد الكلور في أنظمة المياه الجوفية بموجب (Merkel et al., 1997)، كذلك فإن هيئة المحافظة على المصادر الطبيعية في تكساس (TNRCC) تتطلب أن يوقع نظام المياه العام إتفاقية ثنائية تبين تفاصيل مؤهلات المشغل وطرق الفحص وتفاصيلها ومواقع الرقابة ودورية الفحوصات وطرق تقديم التقارير. ويجب أن لا يتجاوز تركيز ثاني أكسيد الكلور في المياه الخارجة من محطة التنقية 0.8 ملغم/ لتر وأن يقل تركيز الكلورايت في نظام التوزيع عن 1.0 ملغم/لتر. ويجب مراجعة متطلبات الولاية لتحديد فعالية الكلفة في استخدام ثاني أكسيد الكلور كجزء من التنقية الكلية للمياه، حيث قد تتطلب الفحوصات التحليلية وكتابة التقارير عمالة وكلفة مرتفعتين.

الجدول 3-4: الطرق التحليلية لثاني أكسيد الكلور والمركبات المرتبطة به

الحدود	المتدخلات	اساس الطريقة	الطريقة
> 0.1 mg/l	مؤكسدات أخرى Mn^{2+} ذات علاقة بالكلور	ناتج تأكسد ملون. استخدام المقارنة بالألوان لا ينصح به، يفضل الكشف باستخدام الأجهزة	وحدة فحص DPD لونية SM-4500-ClO ₂ G
>0.1 mg/l	مؤكسدات أخرى وببطء ClO ₂	ناتج ملون، الكلور كحمض كلور أمين أسيتك	طريقة الجلاسين DPD لونية SM4500-ClO ₂ D
>0.1 mg/l	الحديد، والمؤكسدات الأخرى	معايرة DPD الملون بمحلول قياسي من FAS حتى اختفاء اللون	DPD – FAS معايرة SM4500-ClO ₂ E
PQL ClO ₂ ⁻ 0.1 – 0.5 mg/l ClO ₃ ⁻ at 0.3 mg/l	مناسبة لمحلول ClO ₂ المولد. لا تعمل للتركيز المنخفضة	أكسدة I ⁻ ، وضبط pH وإمرار الغاز، يحتاج إلى محلل ماهر	الطريقة الجهدية (خمس خطوات)
0.05 mg/l	لا يوجد مؤكسدات أخرى، الكلور أمين، HOCl, OCl ⁻ ClO ₂ لا يمكن الكشف عنها	يجب استخدام عمود AS9، محاليل قياسية خارجية ومثبط	الكروماتوغرافيا الأيونية EPA method 300.0 or 300.1 توصيل
> 0.1 mg/l ولكن ليس لـ ClO ₃ ⁻	C ⁻ , NO ₂ ⁻ , Mn ²⁺ , 2+ تأخذ بعين الاعتبار فاصل NH ₂ Cl, ClO ₂ ⁻ الكلور الحر	أكسدة I ⁻ ، ضبط Ph، قابلة للتعديل حسب ضبط الجرعة بواسطة المحلل، طريقة عملية	الطريقة الجهدية (خطوتان) Method 4500-ClO ₂ E

1.7.4 إعتبارات الطريقة

تتكون المكونات الأساسية لأنظمة توليد ثاني أكسيد الكلور ممايلي:

- نظام تغذية وتخزين لمحلول الهيوكلورايت المائي.
- نظام تغذية وتخزين لكوارايت الصوديوم.
- نظام تغذية وتخزين للحمض (للمولدات الحمضية المباشرة).
- نظام تغذية وتخزين الكلور.
- أنابيب وأدوات تشتيت ثاني أكسيد الكلور.

تعد أنظمة التغذية والتخزين لكلورايت الصوديوم أنظمة سوائل تتكون من خزانات ومضخات للمحلول المغذي، ولا ينصح بخرن محاليل كلورايت الصوديوم بتركيز 25% أو أكثر في الخارج في الجو البارد، حيث يمكن تكون الطبقات الصلبة على درجات حرارة أقل من 4°م (40°ف). ويمكن أن يضر تكون الجليد على الخزانات. وفي بعض الحالات يمكن فصل التخزين إلى تنكات للكميات الكبيرة وخزانات صغيرة للتشغيل اليومي تملأ بين فترة وأخرى، ويجب تلافي خزن البراميل الداكنة لفترات طويلة في الأجواء الحارة لأن ذلك قد يؤدي إلى تفكك كلورايت الصوديوم. وفي منطقة التخزين يجب أن توضع تركيبات الإضاءة، ومفاتيح الكهرباء والأسلاك والأنابيب بطريقة يمكن معها تجنب خطر اندلاق كلورايت الصوديوم.

2.7.4 تشغيل المولد

يمكن استخدام نظام تغذية ثاني أكسيد الكلور اليدوي إذا بقيت جرعة ثاني أكسيد الكلور ثابتة تقريباً. وتوضع الكيماويات المعدة لإنتاج كمية من ثاني أكسيد الكلور بنسب مثلى للحصول على أكبر كمية من الناتج (ثاني أكسيد الكلور). وتستطيع بعض أنظمة التوليد أن تنتج 95% من محاليل ثاني أكسيد الكلور النقية على السعة القصوى للتصميم، ولكن قد تختلف درجة النقاوة عندما تتغير سرعة التغذية. وقد تتحدد السعة القصوى بدقه أجهزة عدادات الجريان، والتي تكون عادة 20% من معدل السعة. وقد تتغير درجة النقاوة بصورة كبيرة باختلاف معدل التغذية بصورة كبيرة. وتؤثر قلوبية مياه التغذية وظروف التشغيل ودرجة الحموضة جميعها على الناتج. ويجب ضبط نسبة الكيماويات روتينياً للحصول على ظروف تشغيل نموذجية، ويمكن أن تزود مولدات ثاني أكسيد الكلور بتحكم أوتوماتيكي للتمكن من تعديل معدل تغذية ثاني أكسيد الكلور تبعاً للتغيرات في الجريان والحاجة إلى ثاني أكسيد الكلور (التحكم بالمتبقية). والتحكم الأوتوماتيكي بالمولدات للوصول إلى نقطة محددة من الاحتياجات تختلف باختلاف المصنع. وعادة ما تكون أنظمة الضغط المنخفضة والأنظمة المعتمدة محددة بالاحتياجات الهيدروليكية للجهاز والظروف المثلى لتوليد ثاني أكسيد الكلور، ويمكن استخدام مضخة معايرة للمواد الكيميائية أو نظام حقن للتحكم في جرعة ثاني أكسيد الكلور.

3.7.4 كيماويات التغذية

يتولد ثاني أكسيد الكلور عندما يتأكسد كلورايت الصوديوم أو عندما يتفاعل مع الحمض أو كليهما تحت ظروف درجة حموضة ودرجة حرارة محددة. وتستعمل في العادة محاليل كلورايت الصوديوم النشطة بتركيز 25% أو أقل في مولدات ثاني أكسيد الكلور، وعامل السلامة الأهم لمحاليل كلورايت الصوديوم هو إنطلاق كميات عالية من ثاني أكسيد الكلور دون قصد ودون تحكم، وقد تصل هذه المستويات إلى حد الإشتعال والإنفجار عند الإضافة غير المقصودة من الحمض.

مصدر الإضافة غير المقصودة هو حمض التغذية المستخدم في بعض المولدات. كذلك يشكل الخلط غير المقصود مع كميات كبيرة من كواشف مخبرية أو مواد قابلة للأكسدة (مثل مسحوق الكربون المنشط أو المذيبات القابلة للاشتعال) مصدر خطر هام وتحتوي المواصفات (AWWA) رقم (B303-95 (a)) على شرح عن بعض هذه المواد (AWWA, 1995).

العامل الآخر الذي يجب الاهتمام به عند خزن كلورايت الصوديوم هو التبلور، والذي ينتج عند درجات حرارة منخفضة أو تراكيز عالية. وتؤدي البلورة إلى إغلاق في الخطوط، والصمامات، والمعدات الأخرى.

ويجب عدم السماح لمحاليل كلورايت الصوديوم بالتبخر لتبقى مادة صلبة. وفي حالة جفاف المحاليل يصبح المركب مصدر للحريق ويمكن أن يشتعل عند تلامسه مع مواد قابلة للاشتعال. وقد يؤدي حريق كلورايت الصوديوم إلى انفجار البخار إذا استخدم الماء وتقنيات غير ملائمة لمكافحة الحريق. وحيث أن درجة اشتعال كلورايت الصوديوم تبلغ 2200°م، فإن الماء يتحول مباشرة إلى بخار. ولأن الأكسجين هو أحد نواتج التفكك الحراري لكلورايت الصوديوم، فإن طرق وتقنيات مكافحة الحريق يجب أن تكون ملائمة لإطفاء الحاويات المغلقة أو الكميات الكبيرة من المادة الجافة المشتعلة.

وقد تتكون طبقات من كلورايت الصوديوم في الخزانات مما يؤثر على كمية ثاني أكسيد الكلور المنتجة. وإذا تكونت طبقات من كلورايت الصوديوم في خزانات الكميات الكبيرة فإن كثافة كلورايت الصوديوم تقل عند استخدامها في التغذية. وتستمر الكثافة في التغير حتى يعاد خلط المواد. وفي حال تكون الطبقات في التنكات يمكن تغذية كمية إضافية من الكلورايت إلى المولد لأن الكثافة في قعر الخزان تكون أعلى وتكون نسبة الكلورايت فيها أعلى من اللازم. كذلك فإن خزانات الكميات الكبيرة يمكن أن تصرف كميات قليلة جداً من الكلورايت.

وفي بعض الأحيان يكون تكون الطبقات غير واضح إلا إذا قِيم أداء المولد بصورة دائمة. وإذا تكونت الطبقات أو حصل تبلور في ناقلات الكميات الكبيرة، فيجب أن تسخن كل الكمية قبل تفريغها حتى يعاد خلط كلورايت الصوديوم. ويجب على المشغلين أن يعوا لإحتمالية تكون الطبقات والتبلور خلال عمليات النقل والتفريغ.

يتوفر كلورايت الصوديوم تجارياً على شكل محاليل تراكيزها إما 38% أو 25% ويبين الجدول 4-4 الخصائص الفيزيائية والكيميائية لهذه المحاليل.

جدول 4-4: خصائص كلورايت الصوديوم المتوافره تجارياً

محلول 25%	محلول 38%	
25	38	كلورايت الصوديوم (%) NaClO_2
1-4.5	1.5-7.5	كلورايت الصوديوم (%) NaCl
		مكونات خاملة، خليط من املاح الصوديوم %
3-4	3-4	ماء %
68-74	55-61	المظهر
صافي، أصفر شاحب	معكر قليلاً، أصفر شاحب	الكثافة على 35% م باوند/جالون
10.1	11.4	نقطة التبلور °C
-7	25	

تحتاج الأنظمة التي تتعامل مع محلول تركيزه 38% أن تكون الخزانات والخطوط والمضخات فيها مزودة بإمكانية التسخين والعزل. أما في حالة استخدام المحلول بتركيز 25% فلا حاجة لأي حماية خاصة إلا في الجو البارد.

ويحتاج إنتاج الباوند الواحد من ثاني أكسيد الكلور إلى 0.5 باوند من الكلور و 1.34 باوند من كلورايت الصوديوم النقي. يتوافر غاز الكلور بنقاوة تقارب 100% على أساس الوزن. وتكون صحة القياس لعدادات جريان الغاز حوالي 5% على السعة القصوى. فعلى سبيل المثال، فإن خط جريان بسعة 100 باوند في اليوم يسمح بمرور 20 و 30 باوند من الكلور إذا وضع على 25 باوند في اليوم (أي 25 + 5% من الحد الأقصى للجريان). ويزود كلورايت الصوديوم تجارياً كمحلول سبق خلطه بتركيز مختلفة. والمحلول ذو التركيز 25% هو الأكثر استخداماً في تنقية مياه الشرب.

محاليل ثاني أكسيد الكلور النقية (لونها برتقالي ومظهرها زيتي) خطرة جداً ويمكن أن تتفجر إذا تعرضت لمواد أو أبخره قابلة للتأكسد، أو حتى للأضواء المشعه وهي نادرة الوجود إلا في أنظمة بعض المختبرات الخاصة التي تستخدم كلورايت الصوديوم والحمض المركزين. ولا ينصح بمثل هذه الطرق للتوليد في المختبرات إذا كان المشغل أو المحلل غير متمرس. ويجب على العاملين ممن ليس لديهم خبره كافية أن لا يقوموا بخلط الحمض وكلورايت الصوديوم المركزين إلا إذا كانت لديهم الخبرة في طرق استخلاص كلورايت الصوديوم ولديهم تصميم أمن موضوع في خزانة الأبخرة.

8.4 ملخص

1.8.4 مزايا وسلبات استخدام ثاني أكسيد الكلور

تعطي القائمة التالية بعض المزايا والسلبات المختارة لاستخدام ثاني أكسيد الكلور في تطهير مياه الشرب (Masschelein, 1992; DeMers and Renner, 1992; Gallaher et al., 1994). بسبب الاختلافات الكبيرة في حجم النظام، وجودة المياه والجريان المستخدمة فإن بعض هذه المزايا والسلبات قد لا تنطبق على نظام بعينه.

المزايا

- ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية من الكلور والكلورامين في تثبيط الفيروسات وخفية الأبواغ، والجياردية.
- يؤكسد ثاني أكسيد الكلور الحديد والمنغنيز، والكبريتيد.
- قد يساعد ثاني أكسيد الكلور في عملية إزالة العكر.
- يمكن التحكم بالطعم والرائحة الناتجة عن الطحالب والنباتات، وكذلك بالمركبات الفينولية باستخدام ثاني أكسيد الكلور.
- تحت ظروف التوليد الملائمة (لا يوجد فائض من الكلور) فإن نواتج عملية التطهير المهلجنة لا تتكون.
- يمكن توليد ثاني أكسيد الكلور بسهولة.

- تأثيرات الإبادة البيولوجية لا تتأثر بدرجة الحموضة.
- يترك ثاني أكسيد الكلور متبقيات.

السلبيات

- ينتج من عملية تكوين ثاني أكسيد الكلور نواتج جانبية محددة وهي الكلورايت والكلورات.
- قد تسبب فعالية التوليد وصعوبة الحصول على الظروف المثلى زيادة في كمية الكلور المضافة في نقطة التغذية، مما قد يؤدي إلى تكوين نواتج جانبية مهيمنة.
- كلفة التدريب وجمع العينات والتحليل المخبري للكلورايت والكلورات عالية.
- تتم عادة إستعارة المعدات وتكون كلفة كلورايت الصوديوم عالية.
- قياس غاز ثاني أكسيد الكلور يسبب حدوث انفجار، لذا يجب أن يولد في الموقع.
- يتفكك ثاني أكسيد الكلور بتعرضه لضوء الشمس.
- يجب أن يصنع ثاني أكسيد الكلور في الموقع.
- يمكن أن يؤدي إلى تكون روائح كريهة في بعض الأنظمة.

2.8.4 جدول تلخيصي

يخلص الجدول 4-5 إعتبارات ووصف كيفية استخدام ثاني أكسيد الكلور.

الجدول 4-5: ملخص عن ثاني أكسيد الكلور

الوصف	الإعتبارات
يجب أن يولد ثاني أكسيد الكلور في الموقع في معظم تطبيقات مياه الشرب، يولد ثاني أكسيد الكلور كما تقضي الحاجة ويحقق مباشرة في مجرى التخفيف. ويوجد مولدات تستخدم كلورايت الصوديوم وعدد من المغذيات الأخرى مثل غاز Cl_2 وهيبوكلوريت الصوديوم، وحمض الكبريتيك أو الهيدروكلوريك، يمكن خزن كميات صغيرة من المحاليل المولدة، ويمكن حفظ محاليل ثاني أكسيد الكلور بتركيز 1% (10 غم/لتر) بأمان إذا أبعدت عن ضوء الشمس، وبردت ($< 5^\circ C$)، وكان للخزانات تهوية جيدة	التوليد
يستخدم ثاني أكسيد الكلور كمطهر أولي أو ثانوي، لضبط الطعم والرائحة، إنقاص ثلاثي هالوجينوميثان الكلية أو أحماض هالوأسيتيك HAA/TTHM وضبط Fe و Mn وإزالة اللون وتحطيم الفينول والكبريتيد وضبط تكون الضباب.	الإستخدامات الأساسية
يثبط ثاني أكسيد الكلور معظم الكائنات الدقيقة على نطاق واسع من درجات الحموضة. وهو أكثر فعالية من الكلور (لمسببات الأمراض ما عدا الفيروسات) ولا تعتمد على درجة الحموضة بين 5-10، ولكنه أقل فعالية من الأوزون.	فعالية التثبيط
يتفاعل ثاني أكسيد الكلور مع عدد من المركبات العضوية وغير العضوية عند إضافته إلى الماء ويتكون الكلورايت والكلورات كناتج نهائي (مركبات يعتقد أنها تسبب فقر الدم الناتج عن النزف وتأثيرات صحية أخرى) ويتكون أيون الكلورات بشكل رئيسي في التفاعلات بين الكلورايت المتبقي والكلور الحر عند استخدامه كمطهر في أنظمة التزويد. لا يكون ثاني أكسيد الكلور ثلاثي هالوجينوميثان TTHM، ويساعد استخدام ثاني أكسيد الكلور في تخفيض تكون ثلاثي هالوجينوميثان الكلية أو أحماض هالوأسيتيك TTHM و HAA بأكسدة المواد التي تنتجها، وبالسماح بنقل نقطة الكلورة بعيداً في المحطة بعد التخثير والترسيب والترشيح يمكن تخفيض كمية المواد العضوية الطبيعية NOM.	تكوين النواتج الجانبية
في محطات التنقية التقليدية، يغذى ثاني أكسيد الكلور المستخدم في الأكسدة إما إلى المياه الخام، في أحواض الترسيب، أو بعد الترسيب، ولتحديد الحاجة إلى العامل المؤكسد، وبالتالي جرعة ثاني أكسيد الكلور وتكون الكلورايت، يضاف ثاني أكسيد الكلور عادة بعد عملية الترسيب، والمشاكل المتعلقة بالطعم والرائحة جددت استخدام ثاني أكسيد الكلور للحصول على متبقي في نظام التوزيع، وبناءً على ذلك فإن مزودي المياه العاملين الذين يأخذون بعين الإعتبار استخدام ثاني أكسيد الكلور في الأكسدة كمطهر أولي قد يكون مهماً لهم أخذ الكلور أمين كمطهر ثانوي بعين الاعتبار.	نقطة الاستخدام
يجب عمل دراسة عن حاجة المؤكسد لتحديد جرعة ثاني أكسيد الكلور اللازمة للحصول على قيمة م.ت اللازمة للتطهير، وبالإضافة إلى التأثيرات السامة للكلور فإن غاز ثاني أكسيد الكلور يسبب انفجار أعلى مستويات $< 10\%$ في الهواء. ويجب أن لا تتجاوز جرعة ثاني أكسيد الكلور 1.4 ملغم/لتر لتحديد مجموع تراكيز ClO_2^- ، ClO_3^- بأقل من 1.0 ملغم/لتر. وبناءً على تشريعات النواتج الجانبية لعملية التطهير DBP فإن القيمة القصوى لمتبقيات المظهرات (MRDL) لثاني أكسيد الكلور هو 0.8 ملغم/لتر والحد الأقصى المسموح به للكلورايت 1.0 ملغم/لتر. ما التشريعات الخاصة باستخدام ثاني أكسيد الكلور فتختلف من ولاية إلى أخرى.	إعتبارات خاصة

9.4 المراجع

1. Aieta, E., and J.D.Berg. 1986. "A Review of Chlorine Dioxide in Drinking Water Treatment." J. AWWA. 78(6):62-72.
2. Aieta, E.M., P.V. Roberts, and M. Hernandez. 1984. "Determination of Chlorine Dioxide, Chlorine and Chlorate in Water." J. AWWA. 76(1):64-70.
3. Alvarez, M.E. and R.T. O'Brien. 1982. "Mechanism of Inactivation of Poliovirus by Chlorine Dioxide and Iodine." Appl. Envir. Microbiol. 44:1064.
4. AWWA (American Water Works Association). 1995. AWWA Standard B303-95: Sodium Chlorite.
5. AWWA. 1991. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems Using Surface Water Sources.
6. AWWA. 1990. Water Quality and Treatment, fourth edition. McGraw-Hill, Inc., New York, NY.
7. Bedulivich, T.S., M.N. Svetlakova, and N.N. Trakhtman. 1954. "Use of Chlorine Dioxide in Purification of Water." Chemical Abstracts. 48:2953.
8. Bernarde, M.A., et al. 1967a. "Kinetics and Mechanism of Bacterial Disinfection by Chlorine Dioxide." J. Appl. Microbiol. 15(2):257.
9. Bernarde, M.A., W.B. Snow, and V.P. Olivieri. 1967b. "Chlorine Dioxide Disinfection Temperature Effects." J. Appl. Bacteriol. 30(1):159.
10. Chen, Y.S.R., O.J. Sproul, and A.J. Rubin. 1985. "Inactivation of Naegleria gruberi Cysts by Chlorine Dioxide." Water Res. 19(6):783.
11. Chen, Y.S.R., O.J. Sproul, and A.J. Rubin. 1984. "Inactivation of Naegleria Gruberi cysts by Chlorine Dioxide." EPA Grant R808150-02-0, Department of Civil Engineering, Ohio State University.
12. CRC Handbook of Chemistry and Physics. 1990. D.L. Lide (editor), Seventy-first edition, CRC Press, Boca Raton, FL.
13. Cronier, S., et al. 1978. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 2. R. L. Jolley, et al. (editors) Ann Arbor Science Publishers, Inc. Ann Arbor, MI.
14. Demers, L.D., and R. Renner. 1992. Alternative Disinfectant Technologies for Small Drinking Water Systems. AWWARF, Denver, CO.
15. Dixon, K.L. and R.G. Lee. 1991. "Disinfection By-Products Control: A Survey of American System Treatment Plants." Presented at AWWA Conference, Philadelphia, PA.
16. Emmenegger, F. and G. Gordon. 1967. "The Rapid Interaction Between Sodium Chlorite and Dissolved Chlorine." Inorg. Chem. 6(3):633.
17. Finch, G.R., L.R. Liyanage, M. Belosevic, and L.L. Gyurek. 1997. "Effects of Chlorine Dioxide Preconditioning on Inactivation of Cryptosporidium by Free Chlorine and Monochloramine: Process Design Requirements." Proceedings 1996 Water Quality Technology Conference; Part II. Boston, MA.
18. Finch, G.R., L.R. Liyanage, and M. Belosevic. 1995. "Effect of Disinfectants and Cryptosporidium and Giardia." Third International Symposium on Chlorine Dioxide: Drinking Water, Process Water, and Wastewater Issues.
19. Gallagher, D.L., R.C. Hoehn, A.M. Dietrich. 1994. Sources, Occurrence, and Control of Chlorine Dioxide By-Product Residuals in Drinking Water. AWWARF, Denver, CO.
20. Gates, D.J. 1998. The Chlorine Dioxide Handbook; Water Disinfection Series. AWWA Publishing, Denver, CO.
21. Gates, D.J. 1989. "Chlorine Dioxide Generation Technology and Mythology." Conference proceedings, Advances in Water Analysis and Treatment, AWWA, Philadelphia, PA.
22. Ghandbari, E. H., et al. 1983. "Reactions of Chlorine and Chlorine Dioxide with Free Fatty Acids, Fatty Acid Esters, and Triglycerides." Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, R. L. Jolley, et al. (editors), Lewis, Chelsea, MI.
23. Gordon, G., G.L. Emmert, and B. Bubnis. 1995. "Bromate Ion Formation in Water When Chlorine Dioxide is Photolyzed in the Presence of Bromide Ion." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, New Orleans, LA.
24. Gordon, G., et al. 1990. "Minimizing Chlorite Ion and Chlorate Ion in Water Treated with Chlorine Dioxide." J. AWWA. 82(4): 160-165.
25. Gordon, G., W.J. Cooper, R.G. Rice, and G.E. Pacey. 1987. Disinfectant Residual Measurement Methods, AWWARF, Denver, CO.
26. Gordon, G., R.G. Kieffer, and D.H. Rosenblatt. 1972. "The Chemistry of Chlorine Dioxide." Progress in Organic Chemistry, vol. 15. S.J. Lippaer (editor). Wiley Interscience, New York, NY.
27. Great Lakes Upper Mississippi River Board of State Public Health (GLUMRB) and Environmental Managers. 1992. Recommended Standards for Water Works, Health Research Inc., Albany, NY.
28. Gregory, D. and K. Carlson. 1998. "Applicability of Chlorine Dioxide for Cryptosporidium Inactivation." Proceedings 1998 Water Quality Technology Conference, San Diego, CA.
29. Griese, M.H., K. Hauser, M. Berkemeier, and G. Gordon. 1991. "Using Reducing Agents to Eliminate Chlorine Dioxide and Chlorite Ion Residuals in Drinking Water." J. AWWA. 83(5):56.
30. Hoehn, R.C. 1992. "Chlorine Dioxide Use in Water Treatment: Key Issues." Conference proceedings, Chlorine Dioxide: Drinking Water Issues: Second International Symposium. Houston, TX.
31. Hoehn, R.C., A.A. Rosenblatt, and D.J. Gates. 1996. "Considerations for Chlorine Dioxide Treatment of Drinking Water." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, MA.
32. Hofman, R., R.C. Andrews, and Q. Ye. 1997. "Chlorite Formation When Disinfecting Drinking Water to Giardia Inactivation Requirements Using Chlorine Dioxide." Conference proceedings, ASCE/CSCE Conference, Edmonton, Alberta, July.
33. Knocke, W.R. and A. Iatrou. 1993. Chlorite Ion Reduction by Ferrous Ion Addition. AWWARF, Denver, CO.

34. Korich, D.G., et al. 1990. "Effects of Ozone, Chlorine Dioxide, Chlorine, and Monochloramine on *Cryptosporidium parvum* oocyst Viability." *Appl. Environ. Microbiol.* 56:1423-1428.
35. LeChevallier, M.W., et al. 1997. "Chlorine Dioxide for Control of *Cryptosporidium* and Disinfection Byproducts." Conference proceedings, 1996 AWWA Water Quality Technology Conference Part II, Boston, Massachusetts.
36. LeChevallier, M.W., et al. 1996. "Chlorine Dioxide for Control of *Cryptosporidium* and Disinfection Byproducts." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, Massachusetts.
37. Liyanage, L.R.J, et al. 1997. "Effects of Aqueous Chlorine and Oxychlorine Compounds on *Cryptosporidium Parvum* Oocysts." *Environ. Sci. & Tech.* 31(7): 1992-1994
38. Masschelein, W.J. 1992. "Unit Processes in Drinking Water Treatment." Marcel Decker D.C., New York, Brussels, Hong Kong.
39. Merkle, J.C. and C.B. Reeverts. 1997. "Ground Water Treatment: What Are the States Doing Now?" AWWARF, Denver, CO.
40. Noack, M.G. and R.L. Doerr. 1977. "Reactions of Chlorine, Chlorine Dioxide and Mixtures of Humic Acid: An Interim Report." Conference proceedings, Second Conference on the Environmental Impact of Water Chlorination. R.L. Jolley, H. Gorchev, and D. Heyward (editors), Gatlinburg, TN.
41. Noss, C.I., W.H. Dennis, V.P. Olivieri. 1983. "Reactivity of Chlorine Dioxide with Nucleic Acids and Proteins." *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects.* R. L. Jolley, et al. (editors), Lewis Publishers, Chelsea, MI.
42. Olivieri, V.P., et al. 1985. "Mode of Action of Chlorine Dioxide on Selected Viruses." *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects.* R. L. Jolley, et al. (editors), Lewis, Chelsea, MI.
43. Olivieri, V.P., et al. 1984. *Stability and Effectiveness of Chlorine Disinfectants in Water Distribution Systems.* USEPA, Cincinnati, OH.
44. Peeters, J. E. et al. 1989. "Effect of Disinfection of Drinking Water with Ozone or Chlorine Dioxide on Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts." *Appl. Environ. Microbiol.* 55:1519-1522.
45. Pitochelli, A. 1995. "Chlorine Dioxide Generation Chemistry." Conference proceedings, Third International Symposium, Chlorine Dioxide: Drinking Water, Process Water, and Wastewater Issues. New Orleans, LA.
46. Ransome, M.E., T.N. Whitmore, and E.G. Carrington. 1993. "Effect of Disinfectants on the Viability of *Cryptosporidium parvum* Oocysts." *Water Supply.* 11(1):103-117.
47. Rav-Acha, C., A. Serri, E. Choshen, B. Limoni. 1984. "Disinfection of Drinking Water Rich in Bromide with Chlorine and Chlorine Dioxide, While Minimizing the Formation of Undesirable Byproducts." *Wat. Sci. Technol.* 17:611.
48. Richardson, S.D. et al. 1994. "Multispectral Identification of ClO₂ Disinfection Byproducts in Drinking Water." *Environ. Sci. & Technol.* 28(4):592-599.
49. Ridenour, G.M. and E.H. Armbruster. 1949. "Bactericidal Effects of Chlorine Dioxide." *J. AWWA.* 41:537.
50. Ridenour, G. M. and R.S. Ingols. 1947. "Bactericidal Properties of Chlorine Dioxide." *J. AWWA.* 39.
51. Ridenour, G.M., and R.S. Ingols. 1946. "Inactivation of Poliomyelitis Virus by Free Chlorine." *Amer. Public Health.* 36:639.
52. Ridenour, G.M., and R.S. Ingols, and E.H. Armbruster. 1949. "Sporicidal Properties of Chlorine Dioxide." *Water & Sewage Works.* 96(8):279.
53. Roberts, P.V., E.M. Aieta, J.D. Berg, and B.M. Chow. 1980. "Chlorine Dioxide for Wastewater Disinfection: A Feasibility Evaluation." Stanford University Technical Report 251. October.
54. Roller, S. D. et al. 1980. "Mode of Bacterial Inactivation by Chlorine Dioxide." *Water Res.* 14:635.
55. Singer, P.C. 1992. "Formation and Characterization of Disinfection Byproducts." Presented at the First International Conference on the Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical and Microbial Risks.
56. Singer, P.C., and W.K. O'Neil. 1987. "Technical Note: The Formation of Chlorate from the Reaction of Chlorine and Chlorite in Dilute Aqueous Solution." *J. AWWA.* 79(11):75.
57. Smith, J. E., and J.L. McVey. 1973. "Virus Inactivation by Chlorine Dioxide and Its Application to Storm Water Overflow." Proceeding, ACS annual meeting. 13(2):177.
58. Sobsey, M. 1988. "Detection and Chlorine Disinfection of Hepatitis A in Water." CR-813-024, EPA Quarterly Report, December.
59. Sproul, O. J. et al. 1983. "Comparison of Chlorine and Chlorine Dioxide for Inactivation of Amoebic Cyst." *Envir. Technol. Letters.* 4:335.
60. Thompson, A.L. 1989. "Practical Considerations for Application of Chlorine Dioxide in Municipal Water Systems." Conference proceedings,, Chlorine Dioxide Workshop. AWWARF, CMA, EPA. Denver, CO.
61. Trakhtman, N.N. 1949. "Chlorine Dioxide in Water Disinfection." *Chemical Abstracts.* 43:1508.
62. USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1983. "Trihalomethanes in Drinking Water: Sampling, Analysis, Monitoring, and Compliance." EPA 570/9-83-002, August.
63. USEPA. 1979. "Effect of Particulates on Disinfection of Enteroviruses and Coliform Bacteria in Water by Chlorine Dioxide." EPA-600/2-79-054.
64. USEPA 1978. "Effect of Particulates on Inactivation of Enteroviruses in Water by Chlorine Dioxide." EPA-600/9-79-018, Cincinnati, OH.
65. Werdehoff, K.S, and P.C. Singer. 1987. "Chlorine Dioxide Effects on THMFP, TOXFP and the Formation of Inorganic By-Products." *J. AWWA.* 79(9):107.

بيرمنجنات البوتاسيوم

استخدمت بيرمنجنات البوتاسيوم (KMnO_4) بشكل رئيسي لضبط الطعم والروائح وإزالة اللون وضبط النمو البيولوجي في محطات التنقية وإضافة إلى إزالة الحديد والمنغنيز. وفي دور ثانوي تحد بيرمنجنات البوتاسيوم من تكون ثلاثي هالوجينو الميثان ونواتج التطهير الجانبية الأخرى وذلك بأكسدة المواد المنتجة لها. كما أنها تقلل الحاجة لاستخدام مطهرات أخرى (Hazen and Sawyer, 1992). والآلية التي تخفف بها البيرمنجنات النواتج الجانبية للتطهير قد تكون ببساطة إزاحة نقطة إضافة الكلور إلى نهاية خط التنقية باستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم لضبط الطعم والروائح، واللون، والطحالب... الخ بدلا من الكلور. ومع أن بيرمنجنات البوتاسيوم لها استعمالات متعددة كمادة مؤكسدة، إلا أنها مطهر ضعيف.

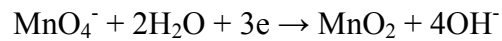
1.5 كيمياء بيرمنجنات البوتاسيوم

1.1.5 جهد التأكسد

تظهر بيرمنجنات البوتاسيوم فعالية عالية على الظروف التي تتقى عليها المياه، حيث يكون بمقدورها أكسدة مجموعة واسعة من المواد العضوية وغير العضوية. وتختزل بيرمنجنات البوتاسيوم (Mn^{7+}) إلى ثاني أكسيد المنغنيز (MnO_2) (Mn^{4+})، والذي يترسب من المحلول (Hazen and Sawyer, 1992). جميع التفاعلات تكون طاردة للحرارة. وفي المحاليل الحمضية تكون أنصاف التفاعلات (RC, 1990) كما يلي:-



أما في الظروف القاعدية فتكون أنصاف التفاعلات كما يلي: (RC, 1990)



وسرعة تفاعلات أكسدة المكونات الموجودة في المياه الطبيعية عالية نسبياً وتعتمد على درجة الحرارة ودرجة الحموضة والجرعة.

2.1.5 المقدرة على تكوين متبقي

لا يحبذ وجود متبقي من بيرمنجنات البوتاسيوم بسبب ميلها لتلوين الماء باللون الزهري.

2.5 التوليد

تزود بيرمنجنات البوتاسيوم كمادة صلبة جافة ويولد المحلول المركز منها (عادة 1-4%) في الموقع لأغراض معالجة المياه والمحلول المتكون لونه زهري إلى بنفسجي غامق وكثافة KMnO_4 حوالي 100 باوند/قدم³ وذائبيتها في الماء 6.4 غم/ملتر على 20°م

واعتماداً على كمية البيرمنجنات اللازمة، فإنه يمكن تخفيفها في خزانات الإذابة/ أو التخزين باستخدام خلاطات ومضخات قياس الكميات المغذية وذلك في الأنظمة الصغيرة. أما الأنظمة الكبيرة فتحتوي على مغذ للكيماويات الجافة، مع حوض تخزين وجامع للغبار لإضافة البيرمنجنات أوتوماتيكياً للمحلول في خزان الإذابة.

يحضر محلول KMnO_4 من البيرمنجنات الصلب المبلور الذي يضاف إلى ماء التخفيف، ومن ثم يحرك لإعطاء تركيز البيرمنجنات المطلوب. وتتراوح كلفة KMnO_4 بين 1.50 – 2.0 دولار لكل باوند (أسعار 1997)، اعتماداً على الكمية المطلوبة.

يشحن البيرمنجنات في العادة في جرادل أو براميل وله درجات نقاوة مختلفة. فبيرمنجنات البوتاسيوم النقية لا تمتص الماء ولكن درجات النقاوة الأقل (درجة نقاوة تقنية) تمتص الماء ولديها القابلية للاتصاق ببعضها البعض. وللأنظمة التي تستعمل مغذيات جافة، يوجد نوع من البيرمنجنات الحرة الجريان والتي تحوي مضافات تمنع الالتصاق (Hazen and Sawyer, 1992).

بيرمنجنات البوتاسيوم عامل مؤكسد قوي ويجب أخذ الحيطة عند استعماله في تحضير محاليل التغذية ولا يتكون نواتج جانبية من تحضير المحلول. ولكن يمكن أن يسبب هذا المحلول البنفسجي/أو الاسود الداكن إصابات شديدة في العين. كما أنه مهيج للجلد وللجهاز التنفسي ويمكن أن يسبب الوفاة عند بلعه. ولذلك يجب اتخاذ احتياطات الأمان اللازمة عند التعامل معه، مثل استخدام نظارات واقية وواق للوجه وكمامة غبار معتمدة MSATM/NIOSH وارتداء قفازات واقية وألبسة وأحذية واقية لتجنب التلامس مع الجلد قدر الإمكان.

3.5 الاستعمالات الأساسية ونقاط الاستخدام

على الرغم من أن بيرمنجنات البوتاسيوم تنشط مختلف أنواع الجراثيم والفيروسات، إلا أنها لا تستخدم كمطهر أولي أو ثانوي بالتركيزات المستخدمة عادة في التنقية. فكميات بيرمنجنات البوتاسيوم اللازمة للحصول على تطهير أولي أو ثانوي قد تكون باهظة الكلفة ومع ذلك فإن بيرمنجنات البوتاسيوم تستخدم في تنقية مياه الشرب لتحقيق عدداً من الأهداف تتضمن:-

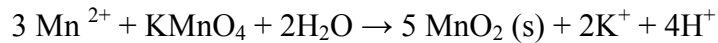
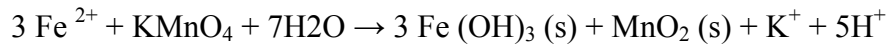
- أكسدة الحديد والمنغنيز.
- أكسدة المواد المسببة للطعم والرائحة.
- الحد من الكائنات المزعجة.
- الحد من تكون نواتج التطهير الجانبية.

1.3.5 الاستعمالات الأولية

1.1.3.5 أكسدة الحديد والمنغنيز

تعد إزالة الحديد والمنغنيز من الاستعمالات الأولية للبيرمنجنات حيث يؤكسد البيرمنجنات الحديد والمنغنيز ويحولها من الحديدوز رقم تأكسد (+2) إلى الحديدك رقم تأكسد (+3) والمنغنيز من رقم تأكسد (+2) إلى رقم تأكسد (+4). وتترسب الأشكال المؤكسدة على شكل هيدروكسيد الحديدك وهيدروكسيد المنغنيز (AWW, 1991). والطبيعة الكيميائية الدقيقة للراسب تعتمد على طبيعة الماء ودرجة الحرارة ودرجة الحموضة.

والتفاعلات التقليدية لتأكسد الحديد والمنغنيز هي:-



وتظهر هذه التفاعلات أن القاعدة تستهلك نتيجة تكون الحمض بمعدل 1.49 ملغم/لتر ك CaCO_3 لكل ملغم/لتر من Fe^{2+} المؤكسد و 1.21 ملغم/لتر ك CaCO_3 لكل ملغم/لتر من Mn^{2+} المؤكسد. واستهلاك القاعدة هذا يجب أن يؤخذ بعين الاعتبار عند استعمال بيرمنجنات البوتاسيوم في عملية التخثير باستعمال الشب والتي تستهلك أيضاً القاعدة لتكوين رواسب.

تبلغ جرعة بيرمنجنات البوتاسيوم اللازمة للأكسدة 0.94 ملغم/لتر حديد و 1.92 ملغم/لتر منغنيز (Calp/Wesner/Culp, 1986). وقد وجد عملياً أن كمية بيرمنجنات البوتاسيوم المستخدمة الفعلية أقل من تلك التي تدل عليها القياسات الكيميائية. وقد يعود ذلك إلى تأثير MnO_2 الحافز ل التفاعلات. وتتراوح مدة التأكسد بين 5-10 دقائق إذا كانت درجة الحموضة أعلى من 7 (Kawamura, 1991).

2.1.3.5 أكسدة مركبات الطعم والرائحة

تستخدم بيرمنجنات البوتاسيوم لإزالة المركبات المسببة للطعم والرائحة وقد استخدم (Lelezary et al. 1986) بيرمنجنات البوتاسيوم لتنقية المركبات المسببة للرائحة الترابية ورائحة العفن في مياه الشرب. وتبلغ جرعة بيرمنجنات البوتاسيوم المستخدمة في تنقية المركبات المسببة للطعم والرائحة 0.25 – 20 ملغم/لتر.

3.1.3.5 ضبط الكائنات المزعجة

الصدفيات الآسيوية (Asiatic Clams)

لقد بحث (Cameron et al., 1998) في فعالية بيرمنجنات البوتاسيوم لضبط الصدفيات الآسيوية في أطوارها الصغيرة والبالغة. وقد وجد أن الصدفيات الآسيوية في طور البلوغ أكثر مقاومة للبيرمنجنات. وتبلغ جرعة بيرمنجنات البوتاسيوم المستخدمة في الحد من الصدفيات الآسيوية في أطوارها الصغيرة من 1.1 إلى 4.8 ملغم/لتر.

الرخويات المخططة (Zebra mussels)

لقد قيم (Klerks and Fraleigh, 1991) فعالية البيرمنجنات للقضاء على الرخويات المخططة وقد ثبت أنه يمكن الوصول إلى الفعالية القصوى للبيرمنجنات بالحقن المستمر لجرعات بيرمنجنات البوتاسيوم بين 0.5 – 2.5 ملغم/لتر.

4.1.3.5 ضبط النواتج الجانبية لعملية التطهير

يتوقع أن تلعب بيرمنجنات البوتاسيوم دوراً في استراتيجيات عملية التطهير وضبط النواتج الجانبية لها في معالجة المياه ويمكن أن تستخدم بيرمنجنات البوتاسيوم لأكسدة المواد العضوية المسببة للنواتج الجانبية في بداية مراحل التنقية وبالتالي تخفيض تكوينها إلى الحد الأدنى في مرحلة التطهير عند نهاية خط التنقية في المحطة (Hazen and Sawyer, 1992).

أثبتت نتائج الاختبارات من دراسة تمت في محطتي تنقية مياه في نورث كارولينا (الجزء 5.5.1) أن التنقية المسبقة بالبيرمنجنات خفضت تكوين الكلوروفورم ولكن وجد أن النقصان كان صغيراً عند استعمال الجرعات المستخدمة عادة في محطات معالجة المياه. إضافة إلى ذلك فقد بينت الدراسة أن الأكسدة المسبقة باستخدام البيرمنجنات ليس لها أي تأثير على حاجة الماء للكلور (Singer et al., 1980).

2.3.5 نقاط الاستخدام

يضاف محلول بيرمنجنات البوتاسيوم في محطات التنقية التقليدية عند مدخل المياه الخام في خزان الخلط السريع بالتزامن مع المخثرات أو المصفيات في المجرى قبل المرشحات. وفي محطات الترشيح المباشر، يضاف المؤكسد عادة عند مدخل المياه الخام لزيادة مدة التلامس في المجرى قبل وحدات الترشيح (Montgomery, 1985). وفي جميع الحالات يضاف بيرمنجنات البوتاسيوم قبل الترشيح. ويضخ محلول بيرمنجنات البوتاسيوم في العادة من خزان المحلول المركز إلى نقطة الحقن، وإذا كانت نقطة الحقن على خط مواسير، تدخل ابرة حقن قياسية في وسط مقطع الخط. ويمكن استخدام إبر الحقن لتزويد المحاليل لغرف الخلط والمصفيات. والبيرمنجنات فعال ويعمل كمؤكسد سريع ولا يحتاج إلى معدات خاصة للخلط في نقطة الحقن ليصبح فعالاً.

1.2.3.5 التأثير على طرق التنقية الأخرى

لبيرمنجنات البوتاسيوم تأثير قليل على خطوات التنقية الأخرى في محطات معالجة المياه (انظر الجزء 7.5) للاعتبارات التشغيلية للبيرمنجنات.

4.5 تثبيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير

بيرمنجنات البوتاسيوم عامل مؤكسد يستعمل بصورة كبيرة في صناعة المياه. ومع أنه لا يعتبر مطهر أولي، إلا أن له تأثير في تطوير استراتيجية التطهير باستخدامه كبديل للكلورة المسبقة أو لمؤكسدات أخرى في مواقع في محطة التنقية حيث يرغب في الأكسدة الكيميائية لضبط اللون والطعم والرائحة والطحالب.

1.4.5 آلية التثبيط

تتضمن الطريقة الأساسية لتثبيط الكائنات الممرضة بواسطة بيرمنجنات البوتاسيوم الأكسدة المباشرة لمادة الخلية أو تدمير أنزيمات معينة (Webber and Posselt, 1972) وبطريقة مماثلة فإن أيون البيرمنجنات يهاجم مجموعة كبيرة من الكائنات الدقيقة مثل الجراثيم والفطريات والفيروسات والطحالب. ويؤدي استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم إلى ترسيب ثاني أكسيد المنغنيز. وتمثل هذه الآلية طريقة أخرى لإزالة الكائنات الدقيقة من مياه الشرب (Cleasby et al., 1964). ويكون لراسب ثاني أكسيد المنغنيز في صورته المعلقة طبقة خارجية تتحوي على مجموعات OH المعرضة. ولهذه المجموعات المقدرة على ادمصاص الفصائل

المشحونة والجسيمات إضافة إلى الجزيئات المتعادلة (Pessett et al., 1967) وعند تكون الراسب، تدمص الكائنات الدقيقة في المعلق وتترسب.

2.4.5 التأثيرات البيئية

تعتمد فعالية التثبيط على تركيز البيرمنجنات ومدة التلامس ودرجة الحرارة ودرجة الحموضة ووجود مواد أخرى قابلة للأكسدة. وسنناقش بعض هذه العوامل فيما يلي:

1.2.4.5 درجة الحموضة pH

تزيد الظروف القاعدية من مقدرة بيرمنجنات البوتاسيوم على أكسدة المواد العضوية، ولكن العكس صحيح بالنسبة لقدرته على التطهير. فبيرمنجنات البوتاسيوم في العادة أفضل كمبيد بيولوجي في الظروف الحمضية منها في الظروف القاعدية (Cleasby et al., 1964 and Wagner, 1951). أشارت دراسة أجريت عام 1964 إلى أن البيرمنجنات تكون عموماً أكثر فعالية كمبيد بيولوجي للأشريكية القولونية على درجات حموضة منخفضة، مبدية إزالة أكثر من 2 لوغاريتم على درجة حموضة 5.9 عندما تكون درجة حرارة الماء 5 و20°م (Cleasby et al., 1964) وفي الحقيقة، فإن (Cleasby) وجدت أن درجة الحموضة هي العامل الأساسي الذي يؤثر على فعالية التطهير لبيرمنجنات البوتاسيوم، وبالتالي فإن المياه الطبيعية التي لها درجة حموضة 5.9 أو أقل ستحفز التطهير باستخدام البيرمنجنات خاصة كبديل للكلورة المسبقة. إضافة إلى ذلك فقد بينت دراسة أجريت في جامعة Arizona أن بيرمنجنات البوتاسيوم قادرة على تثبيط الفيلقية المستروحة بسرعة أكبر على درجة حموضة 6 منها على درجة حموضة 8 (Yahya et al., 1990a) وتتوافق هذه النتائج مع نتائج سابقة متعلقة بتأثيرات درجة الحموضة على فعالية المطهرات التجارية (Hazen and Sawyer, 1992). وبشكل عام، واعتماداً على النتائج المحدودة لهذه الدراسات فإن فعالية التطهير لبيرمنجنات البوتاسيوم تزداد بنقصان درجة الحموضة.

2.2.4.5 درجة الحرارة

يزيد ارتفاع درجات الحرارة من فعالية بيرمنجنات البوتاسيوم بصورة بسيطة في إبادة الجراثيم. وقد بينت نتائج دراسة أجريت على الفيروسات السنجابية أن التثبيط بالأكسدة يزداد بارتفاع درجة الحرارة (Lund, 1963). وهذه النتائج متوافقة مع نتائج تثبيط الأشريكية القولونية (Cleasby et al., 1964).

3.2.4.5 المواد العضوية وغير العضوية الذائبة

يؤدي وجود مواد عضوية وغير عضوية قابلة للتأكسد في المياه إلى نقصان في فعالية التطهير لهذا المطهر، وذلك لأن جزءاً من بيرمنجنات البوتاسيوم المضاف سيستهلك في أكسدة هذه المواد. ويؤكسد البيرمنجنات عدداً كبيراً من المواد العضوية وغير العضوية على درجة حموضة بين 4-9. وتحت ظروف الماء الطبيعية، فإن الحديد والمنغنيز يتأكسدان ويترسبان وتتخطم معظم الملوثات المسببة للروائح والطعم، مثل الفيولولات والطحالب أيضاً بالبيرمنجنات (Hazen and Sawyer, 1992).

3.4.5 استخدام المطهر

لقد أجريت العديد من الدراسات لتحديد فعالية بيرمنجنات البوتاسيوم النسبية كمطهر. وفي الأجزاء اللاحقة وصف لفعالية التطهير لبيرمنجنات البوتاسيوم بالنسبة لتثبيط الجراثيم والفيروسات والأوالي.

1.3.4.5 تثبيط الجراثيم

لزمت جرعات عالية من بيرمنجنات البوتاسيوم لتثبيط الجراثيم تثبيطاً كاملاً وذلك حسب ثلاث دراسات. وفي بحث قديم وجد أن جرعة مساوية لـ 2.5 ملغم/لتر تلزم للتثبيط الكامل لجراثيم القولون (LeStral, 1994). ففي هذه الدراسة أضيفت جرعة من بيرمنجنات البوتاسيوم بتركيز بين 0-2.5 ملغم/لتر لعينة ماء من نهر المارن. وبعد الخلط وضعت العينات في غرفة معتمه لمدة ساعتين على درجة حرارة ثابتة مساوية لـ 19.8°م وقد درس (Banerjea, 1951) مقدرة تطهير بيرمنجنات البوتاسيوم لعدد من الكائنات الدقيقة الممرضة المرتبطة بالماء. وقد تمت دراسة الضمة الهيبضية والسلمونيلا التيفية وجراثيم فلكنسر، وقد وجد أن جرعة مساوية 20 ملغم/لتر ومدة تلامس 24 ساعة كانت لازمة لتثبيط هذه الكائنات الممرضة، ومع ذلك وتحت هذه الظروف فإن اختفاء هذه الممرضات نهائياً لم يكن مؤكداً حتى ولو ارتفع تركيز بيرمنجنات البوتاسيوم إلى الحد الذي أعطى الماء اللون الزهري غير المقبول.

في دراسة أجريت عام 1976 على مياه وادي لاس فيجاس/نيفادا الجنوبية/بحيرة ميد تحققت إزالة كاملة لجراثيم القولون على جرعات 1,2,3,4,5,6 ملغم/لتر (Hazen and Sawyer, 1992). وقد كان مدة التلامس 30 دقيقة في حالة الجرعات 1، 2 ملغم/لتر و 10 دقائق للجرعات الأعلى.

2.3.4.5 تثبيط الفيروسات

ثبتت فعالية بيرمنجنات البوتاسيوم ضد بعض أنواع الفيروسات. فلتثبيط الفيروسات السنجابية يلزم جرعة من بيرمنجنات البوتاسيوم مقدارها 50 ملغم/لتر على مدة تلامس مقدارها ساعتان (Strain MVA) (Hazen and Sawyer, 1992). وكانت جرعة بيرمنجنات البوتاسيوم اللازمة للحصول على تثبيط مقدارها 1 لوغاريتم للفيروسات السنجابية 5.0 ملغم/لتر ومدة تلامس 33 دقيقة (Yahya et al., 1990b). وقد وجد أن مستوى التثبيط ارتفع على درجة حرارة 23م مقارنة بـ 7م، ولكن لم يكن هنالك فرق هام بين مستويات التثبيط على درجة حموضة 6 أو 8.

حققت جرعات بين 0.5-5 ملغم/لتر من بيرمنجنات البوتاسيوم تثبيطاً مقدارها 2 لوغاريتم على الأقل لفيروس البكتيريوفاج باستخدام الأشركية القولونية كجراثيم مضيفة (Yahya et al., 1989) وقد أظهرت النتائج أنه على درجة حموضة 6 و 8، حصل تثبيط مقدارها 2 لوغاريتم بعد مدة تلامس مقدارها 52 دقيقة على الأقل وتركيز متبقي مقدارها 0.5 ملغم/لتر. وعند وجود متبقي مقدارها 5 ملغم/لتر، فإن مدة التلامس اللازمة لإحداث تثبيط 2 لوغاريتم على درجة حموضة 6 و 8 هي تقريباً 7 و 13 دقيقة على التوالي. وهذه النتائج تناقض نتائج الدراسات السابقة والتي تقول أن بيرمنجنات البوتاسيوم تصبح أكثر فعالية بنقصان درجة الحموضة.

3.3.4.5 تثبيط الأولي

لا يوجد في المراجع معلومات عن تثبيط الأولي باستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم. ومع ذلك، وبناءً على المطهرات الأخرى التي تمت مناقشتها في هذا الدليل، فإن الأولي أكثر مقاومة من الفيروسات وبالتالي فإن الجرعات ومدة التلامس اللازمة للتثبيط تصبح غير عملية.

4.3.4.5 منحنيات (م.ت)

يبين الجدول (1-5) منحنيات مدة تركيز لتثبيط البكتيريوفاج MS-2. وقد أعطيت هذه البيانات كمؤشر على إمكانية استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم، إلا أن القيم غير متوافقة وليس لها معامل أمان ويجب أن لا تستخدم لتحديد احتياجات م.ت.

الجدول 1-5: قيم (م.ت) لبيرمنجنات البوتاسيوم لتثبيط مقدارها 2 لوغاريتم للبكتيريوفاج MS-2

(المتبقي بـ ملغم/لتر)	PH 6.0 ¹ ملغم دقيقة/ لتر	PH 8.0 ¹ ملغم دقيقة/ لتر
0.5	27.4 (a)	26.1 (a)
1.5	32.0 (a)	50.9 (b)
2	--	53.5 (c)
5	63.8 (a)	35.5 (c)

ملاحظة: الأرقام تعني ظروف تجريبية مختلفة.

5.5 تكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير

لا يوجد مراجع تبحث بشكل محدد تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير عند استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم. ولكن هنالك عدة دراسات أجريت على محطات معالجة المياه التي استبدلت الكلورة المسبقة ببيرمنجنات البوتاسيوم ونقلت الكلورة إلى التطهير البعدي. فالتنقية المسبقة بالبيرمنجنات مصحوبة بالكلورة البعيدة تؤدي في العادة إلى تخفيض نواتج التطهير الجانبية مقارنة بما ستكون عليه في حالة استخدام الكلورة المسبقة. (Ficek and Boll, 1980; Singer et al., 1980).

في هذا السياق، فإن بيرمنجنات البوتاسيوم تخدم كبديل للكلور للأكسدة وتخفيض تراكيز المواد العضوية الطبيعية (NOM). إلا أن على الأنظمة أن تقيم تأثير قيم م.ت قبل نقل نقطة الكلورة. والجزئين التاليين يلخصان نتائج هاتين الدراستين.

1.5.5 محطات معالجة المياه في شابيل هيل ودورهام، وشمال كارولينا

لقد أجريت دراسة في محطات معالجة المياه في شابيل هيل ودورهام وشمال كارولينا لتقييم آثار المعالجة ببيرمنجنات البوتاسيوم على تكون ثلاثي هالوجينوميثان (Singer et al., 1980). وتستخدم محطة معالجة المياه في شابيل هيل الكلورة المسبقة، فالكلور لا يضاف إلا بعد حوض الترسيب وقبل الترشيح. وتنقي المحطتان مياه

سطحية ذات قلووية منخفضة. ومصادر المياه في المحطتان معروفة باحتمال تكوين تراكيز عالية من ثلاثي هالوجينوميثان (Young and Singer, 1979).

ودرجة عكر عينات المياه الخام المأخوذة من شابيل هيل عالية تتراوح بين 46-110 وتراكيز الكربون العضوي الكلي TOC تتراوح بين 5.6-8.9 ملغم/لتر. وقد خُثرت العينات المأخوذة من دورهام ثم تُركت لتترسب مما أدى إلى إنتاج مياه بجودة أعلى من مياه شابيل هيل. وبعد الترسيب، وجد أن عكر هذه العينة تبلغ 6.4 NTU و 2.9 TOC ملغم/لتر. وقد استخدم حمض الكبريتيك وهيدروكسيد الصوديوم لتعديل درجة الحموضة للعينة حتى تصبح 6.5 أو 10.3.

اختبرت هذه القيم لدرجة الحموضة لأنها تقع في نطاق درجات الحموضة الموجودة عادة في محطات معالجة المياه السطحية المبنية على التختير - الترشيح وإزالة العسرة باستخدام الجير.

وقد وجد أن جرعات 2 و 5 ملغم/لتر من بيرمنجنات البوتاسيوم تستهلك كلياً في فترة مدة تتراوح بين 1-4 ساعات على التوالي في عينات شابيل هيل. أما في عينات دورهام التي استخدمت جرعات بيرمنجنات 2 و 5 ملغم/لتر، فكانت الكمية اللازمة من البيرمنجنات في 4 ساعات 1.3 و 1.8 ملغم/لتر على التوالي.

هذا الفرق في الاحتياجات يبين عينات شابيل هيل ودورهام قد يُعزى إلى نوعية المياه خاصة تراكيز الكربون العضوي الكلي. وقد وجد أن تركيز الكربون العضوي الكلي لم يتغير قبل وبعد إضافة البيرمنجنات، ولكنه قد يصبح موجوداً في أرقام تأكسد أعلى بعد عملية التطهير. وقد وجد في هذه الدراسة أيضاً أن فعالية البيرمنجنات كعامل مؤكسد تزداد على درجات حموضة مرتفعة.

على الرغم من الاستهلاك الكبير للبيرمنجنات، يظهر أن تأثير تفاعل البيرمنجنات قليل نسبياً على احتياجات الكلور. فعلى سبيل المثال، فإن استهلاك 6 ملغم/لتر من البيرمنجنات خفض الحاجة إلى الكلور بمقدار 1 ملغم/لتر تقريباً. وتوحي هذه المشاهدات أن البيرمنجنات تتفاعل مع الشوائب الموجودة في الماء بطريقة مختلفة، أو في مواقع مختلفة عن الكلور. وهنالك تفسير آخر لهذه الظاهرة وهو أن البيرمنجنات تؤكسد بعض المواد العضوية وبالتالي تزيل حاجتها للكلور ولكنها أيضاً تؤكسد مواد عضوية أخرى بصورة جزئية جاعلة إياها أكثر فعالية مع الكلور. وقد فُحصت كلتا العينتين من شابيل هيل ودورهام لإمكانية تكوينها للكلوروفورم. وقد بنيت هذه القياسات على كمية الكلوروفورم المتكونة بعد سبعة أيام، حيث نقصت احتمالية تكوين الكلوروفورم في عينة دورهام بحوالي 30% و 40% على درجة حموضة 6.5 و 10.3 على التوالي، كنتيجة لإضافة 10 ملغم/لتر من البيرمنجنات لمدة مقدارها 2 ساعة. وقد تم الحصول على نتائج مشابهة لعينات شابيل هيل، إلا أن النتائج على درجة حموضة 6.5 لم تظهر أي انخفاض في احتمالية تكوين الكلوروفورم على جرعات منخفضة. وقد أجريت تجربتان أخريان على المياه الخام في شابيل هيل لدراسة أعمق عن تأثير الجرعات المنخفضة للبيرمنجنات. ووجدت النتائج أن البيرمنجنات لا تؤثر إطلاقاً على تكوين الكلوروفورم إذا كانت الجرعات أقل من 1 ملغم/لتر. أما على جرعات أعلى فتصبح احتمالية تكون الكلوروفورم أقل، ويمكن تلخيص النتائج الرئيسية للدراسات التي أجريت في محطات معالجة المياه شابيل هيل ودورهام بمايلي:-

تعتمد فعالية البيرمنجنات على درجة الحموضة وجرعة البيرمنجنات وجودة المياه الخام. تخفض البيرمنجنات احتمالية تكون الكلوروفورم ويتناسب هذا التخفيض مع كمية البيرمنجنات المتبقية بعد اجتياز الاحتياجات الأولية. وقد وجد أن الجرعات الأقل من 1 ملغم/لتر لا تؤثر على احتماليات تكون الكلوروفورم. في حالة الجرعات المستخدمة عادة في التنقية المسبقة في محطات معالجة المياه، فإن تأثير البيرمنجنات على الإنتاج الكلي للكلوروفورم قليل جداً. وإذا ما استخدم البيرمنجنات لخفض تكوين ثلاثي هالوجينو الميثانات بشكل خاص، فإننا نحتاج إلى جرعات كبيرة. ولكن يمكن نقل الكلورة إلى نهاية خط التنقية بعد أحواض الترسيب وهذا يؤدي في الغالب إلى كميات أقل من الميثانات المهلجنة.

2.5.5 المؤسسة البحثية لاتحاد أعمال المياه الأمريكية

في دراسة أخرى تم بحث تأثير إضافة بيرمنجنات البوتاسيوم على تكون النواتج الجانبية في أربع محطات تنقية مياه (Ficek and Boll, 1980). وجميع هذه المحطات تقليدية تستعمل الكلورة المسبقة في عملية التنقية. وسعة المحطات التصميمية تتراوح بين 4.5 إلى 15 مليون جالون في اليوم. وقد تم تعديل عملية التنقية في كل محطة باستبدال معدات الكلورة المسبقة بمعدات للأكسدة ببيرمنجنات البوتاسيوم. وبعد إجراء التعديلات، قام فريق بحثي من AWWARF بإجراء دراسة لتحديد تأثير إضافة بيرمنجنات البوتاسيوم على تراكيز ثلاثي هالوجينات الميثان الكلية (George et al., 1990).

قبل التحويل من الكلورة المسبقة إلى الأكسدة المسبقة، كان معدل تراكيز ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHM في المحطات الأربع يتراوح بين 79-99 مايكروغرام/لتر. أما معدل تركيز ثلاثي هالوجينات الميثان للمحطات الأربع فكان 92 مايكروغرام/لتر. وبعد التحويل شهدت ثلاث من المحطات الأربعة انخفاضاً بمقدار 30% في تراكيز ثلاثي هالوجينو الميثانات. وإضافة إلى تخفيض تراكيز ثلاثي هالوجينو الميثانات، فإن بيرمنجنات البوتاسيوم أكسدت المركبات التي تسبب الطعم والرائحة والحديد والمنغنيز والمواد العضوية وغير العضوية، كما خفضت نمو الطحالب. كذلك بينت الدراسة أن استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم والكلور في نفس الوقت قد يزيد في تكون ثلاثي هالوجينو الميثانات.

6.5 وضع الطرق التحليلية

تعتبر طريقة مطيافية الامتصاص الذري لقياس المنغنيز هي المفضلة لتحديد تراكيز البيرمنجنات. إضافة لذلك فهناك طريقتان لونيتان وهما طريقة بيرسلفات وبيرايودات (Standard Methods, 1995).

7.5 الاعتبارات التشغيلية

عند استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في معالجة المياه، يجب أخذ الحيلة من استعمال جرعات زائدة حيث سيمر المنغنيز في هذه الحالة إلى محطة التنقية. ويجب اختيار الجرعة المناسبة للتأكد من أن البيرمنجنات قد تم اختزالها كلياً (أي أنها تحولت إلى MnO_2 الصلب) والذي يفصل في بداية خط التنقية أو بالمرشحات الموجودة في المحطة. أما إذا اختزل المنغنيز المتبقي في نهاية خط التنقية، بعد المرشحات فإن المركبات الصلبة الناتجة قد تحول لون الماء الجاهز إلى لون بني/أو أسود وتترسب في البيوت على سطوح المبدلات الحرارية مثل سخانات الماء الساخن وجلايات الصحون.

واستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم قد يكون أيضاً مصدراً للمنغنيز في الماء الجاهز والذي حددت قيمته في مياه الشرب بقيمة ملوث قصوى ثانوية (SMCL) مقدارها 0.05 ملغم/لتر. وإذا كانت الظروف مختزلة، فإن MnO_2 الصلب المتراكم في ماء الغسل العكسي للمرشح وفي أحواض الترسيب قد يختزل إلى Mn^{2+} الذائب وبالتالي يمر من خلال المرشحات إلى الماء الجاهز.

وتحت هذه الظروف فإن Mn^{2+} الذائب في الماء الراجع من معدات إزالة الماء من أحواض الترسيب ومن ماء الغسل الراجع للمرشحات والمطور إلى بداية خط التنقية قد يكون مصدراً للمنغنيز والذي يجب أن يعالج أو يضبط للحد من تركيزه في الماء الجاهز (Singer, 1991) ويمكن تصويب وضع الكميات الزائدة من البيرمنجنات المستخدمة في محطات التنقية التقليدية بترسيب الفائض من MnO_2 الصلب في حوض الترسيب. ويمكن رصد إزالة الفائض من البيرمنجنات نوعياً بملاحظة اختفاء اللون الزهري المميز للبيرمنجنات. وفي المحطات التي لا تستعمل التندف والترسيب في التنقية يجب أن ترصد إضافة البيرمنجنات رسداً حثيثاً

(Montgomery, 1985). وبشكل عام، فإن بيرمنجنات البوتاسيوم لا تتداخل بخطوات التنقية الأخرى أو بطرق المحطة. ويمكن أن تضاف البيرمنجنات في آخر خط المعالجة، أو متزامناً مع المخثر والمواد المبلمرة للمساعدة في الترشيح، ويجب أن لا تتزامن إضافة مسحوق الكربون المنشط (PAC) مع البيرمنجنات. فمسحوق الكربون المنشط يضاف في نهاية خط التنقية وبعد البيرمنجنات، لأنه قد يستهلك البيرمنجنات مما يجعلها غير متوافرة لأكسدة المواد العضوية المراد أكسدتها (Montgomery, 1985).

أما الحيز الذي تحتاجه معدات تغذية البيرمنجنات فتختلف اعتماداً على نوع وحجم نظام التغذية. فأنظمة التغذية الجافة تحتاج لحوالي نصف مساحة أنظمة الطرحات، لأن هذه الأنظمة تحتاج إلى خزاني إذابة زيادة عن المطلوب. أما الارتفاع اللازم فهو أكبر لأنظمة التغذية الجافة حيث يتم تركيب أحواض التخزين وجامع الغبار فوق المغذي الجاف (Kawamura, 1991) وكذلك فإن خزن بيرمنجنات البوتاسيوم في الموقع يتطلب بعض الاحتياطات. فحسب متطلبات إدارة السلامة والصحة المهنية OSHA، فإن المؤكسدات مثل البيرمنجنات يجب أن تخزن منفصلة عن الكيماويات العضوية مثل المبلمرات والكربون المنشط.

8.5 ملخص

1.8.5 ايجابيات وسلبيات استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم

تلقي القائمة التالية الضوء على مزايا وسلبيات مختارة لاستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في تطهير مياه الشرب. وبسبب الاختلافات الكبيرة في حجم النظام وجودة المياه والجرعات المضافة، فإن بعض هذه المزايا والسلبيات قد لا تنطبق على بعض الأنظمة.

المزايا

- تؤكسد بيرمنجنات البوتاسيوم الحديد والمنغنيز.
- تؤكسد بيرمنجنات البوتاسيوم المركبات المسببة للطعم والرائحة.
- سهولة نقل وتخزين واستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم.
- تستخدم بيرمنجنات البوتاسيوم في ضبط تكون ثلاثي هالوجينو الميثان والمركبات الجانبية الأخرى الناتجة عن التطهير.
- يمكن استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في الحد من الكائنات المزعجة.
- تأثير استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم على خطوات التنقية الأخرى في محطات معالجة المياه قليل.
- ثبت أن بيرمنجنات البوتاسيوم فعالة ضد بعض الفيروسات.

السلبيات

- تحتاج إلى مدة تلامس طويلة.
- بيرمنجنات البوتاسيوم لها القدرة على تلوين المياه باللون الزهري.
- بيرمنجنات البوتاسيوم سامة ومهيجة للجلد والاعشية المخاطية.
- لا تتكون مركبات جانبية أثناء تحضير محلول التغذية، ولكن هذه المادة الصلبة المبلورة ذات اللون الداكن البنفسجي/ أو الأسود قد تسبب إصابات خطيرة في العين، كما أنها مهيجة للجلد والجهاز التنفسي وقد تسبب الوفاة في حالة تناولها. والجرعات الزائدة منها خطيرة وقد تسبب مشاكل صحية مثل اليرقان الكيميائي وهبوط في ضغط الدم.

2.8.5 جدول تلخيصي

هنالك حاجة لمزيد من الأبحاث المتعلقة بخصائص التطهير وتكون نواتج الأكسدة الجانبية عند استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في معالجة المياه. كذلك هنالك حاجة لتحديد قيمة م.ت لبيرمنجنات البوتاسيوم إذا أردنا استخدامها كمؤكسد. ولأن المؤكسدات البديلة مثل الأوزون وثاني أكسيد الكلور، لها فاعلية أكبر بكثير من بيرمنجنات البوتاسيوم في القضاء على الميكروبات، فإنها لن تستخدم في الغالب كمؤكسد أولي للمواد المسببة للنواتج الجانبية. ويلخص الجدول 5-2 المعلومات الواردة في هذا الفصل والمتعلقة باستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في عمليات تنقية مياه الشرب.

الجدول 5-2: ملخص لاستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم

الاعتبارات	الوصف
التوليد	يزود المنتج الجاف في جرادل، أو براميل بكميات كبيرة، ويتم توليد المحلول في الموقع بالخلط الكيميائي ومعدات التغذية.
الاستخدامات الأولية	ضبط الطعم والرائحة وإزالة اللون وضبط النمو البيولوجي وإزالة الحديد والمنغنيز.
فعالية التثبيط	ليست مطهراً جيداً، يمكن أن تعمل كبديل للكلور أو المطهرات الأخرى إذا كان هناك حاجة لأكسدة كيميائية.
تكون النواتج الجانبية	لا يوجد في المراجع ما يشير إلى تكون نواتج جانبية للتطهير باستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في الأكسدة. وتؤدي التنقية المسبقة ببيرمنجنات البوتاسيوم والبعدية بالكلورة في العادة إلى تراكيز أقل من نواتج التطهير الجانبية والتي تظهر عادة في الكلورة المسبقة التقليدية.
حدود الاستعمال	ليست مطهراً جيداً، تستخدم بشكل أساسي في التنقية المسبقة لخفض استخدام الكلور وخص تشكل النواتج الجانبية.
نقاط الاستخدام	التنقية التقليدية، الإضافة إلى الماء الخام. خزان الخلط السريع بالتزامن مع المخثرات، المصفيات في المجرى العلوى قبل المرشحات، الترشيح المباشر، مدخل المياه الخام، وفي جميع الحالات تضاف البيرمنجنات في أعلى المجرى قبل المرشحات.
اعتبارات خاصة	يجب الاحتياط من استعمال جرعات زائدة. هنالك حاجة للبحث لتحديد خصائص التطهير ونواتج الأكسدة الجانبية

9.5 المراجع

1. AWWA (American Water Works Association). 1991. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems Using Surface Water Sources.
2. Banerjee, R. 1950. "The Use of Potassium Permanganate in the Disinfection of Water." *Ind. Med. Gaz.* 85:214-219.
3. Cameron, G.N., J.M. Symons, S.R. Spencer, and J.Y. Ma. 1989. "Minimizing THM Formation During Control of the Asiatic Clam: A Comparison of Biocides." *J. AWWA.* 81(10):53-62.
4. Cleasby, J.L., E.R. Baumann, and C.D. Black. 1964. "Effectiveness of Potassium Permanganate for Disinfection." *J. AWWA.* 56:466-474.
5. CRC. 1990. Handbook of Chemistry and Physics, seventy-first edition. D.L. Lide (editor). CRC Press, Boca Raton, FL.
6. Culp/Wesner/Culp. 1986. Handbook of Public Water Systems. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
7. Ficek, K.J., and J.E. Boll. 1980. "Potassium Permanganate: An Alternative to Prechlorination." *Aque.* 7:153-156.
8. George, D.B., V.D. Adams, S.A. Huddleston, K.L. Roberts, and M.B. Borup. 1990. Case Studies of Modified Disinfection Practices for Trihalomethane Control, Potassium Permanganate. AWWAR and AWWA, Denver, CO.
9. Hazen and Sawyer. 1992. Disinfection Alternatives for Safe Drinking Water. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
10. Kawamura, S. 1991. Integrated Design of Water Treatment Facilities. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY.
11. Klerks, P.L. and P.C. Fraleigh. 1991. "Controlling Adult Zebra Mussels with Oxidants." *J. AWWA.* 83(12):92-100.
12. Lalezary, S., M. Pirbazari, and M.J. McGuire. 1986. "Oxidation of Five Earthy-Musty Taste and Odor Compounds." *J. AWWA.* 78(3):62.
13. Le Strat. 1944. "Comparison des pouvoirs sterilisants du permanganate de potasses et de l'eau de javel a l'egard d'eaux contaminees." *Ann. Hygiene.*
14. Lund, E. 1963. "Significance of Oxidation in Chemical Interaction of Polioviruses." *Arch. Ges. Virusforsch.* 12(5):648-660.
15. Montgomery, J.M. 1985. Water Treatment Principles and Design. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY.
16. O'Connell, R.T. 1978. "Suspended Solids Removal." Water Treatment Plant Design. R.L. Sanks (editor). Ann Arbor Science Publishers, Inc, Ann Arbor, MI.
17. Posselt, H.S., F. J. Anderson, and W.J. Webber. 1967. "The Surface Chemistry of Hydrrous Manganese Dioxide." Presented at meeting of Water, Air, and Waste Chemistry Division, American Chemical Society, Bar Harbor, FL, April.
18. Singer, P.C. 1991. "Research Needs for Alternative Oxidants and Disinfectants." Presented at the Annual AWWA Conference, Philadelphia, June 23-27.
19. Singer, P.C., J.H. Borchardt, and J.M. Colthurst. 1980. "The Effects of Permanganate Pretreatment on Trihalomethane Formation in Drinking Water." *J. AWWA.* 72(10):573-578.
20. Standard Methods. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, nineteenth edition. American Public Health Association, AWWA, and Water Pollution Control Fed., Washington, D.C.
21. USEPA. 1990. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Works Systems Using Surface Water Sources. Prepared by Malcolm Pirnie, Inc. and HDR Engineering for USEPA. Contract No. 68-01-6989.
22. Wagner, R.R. 1951. "Studies on the Inactivation of Influenza Virus." *Yale J. Biol. Med.* pp. 288-298.
23. Webber, W.J., Jr., and H.S. Posselt. 1972. "Disinfection." *Physicochemical Processes in Water Quality Control.* W. J. Webber (editor). John Wiley & Sons, New York, NY.
24. Yahya, M.T., T.M. Straub, and C.P. Gerba. 1990a. Inactivation of poliovirus type 1 by Potassium Permanganate. University of Arizona Preliminary Research Report, Tucson, AZ.
25. Yahya, M.T., Landeen, L.K., and Gerba, C.P. 1990b. Inactivation of Legionella pneumophila by Potassium Permanganate. *Environ. Technol.* 11:657-662.
26. Yahya, M.T., et al. 1989. "Evaluation of Potassium Permanganate for the Inactivation of MS-2 in Water Systems." *J. Environ. Sci. Health.* A34(8):979-989.
27. Young, J.S. and P.C. Singer. 1979. "Chloroform Formation in Public Water Supplies: A Case Study." *J. AWWA.* 71(2):87.

الكلورامينات

تم التعرف على مقدرة التطهير بمركبات الكلور-أمونيا أو الكلورامينات في بداية القرن العشرين. وقد تم أخذ احتمالية استعمال الكلورامينات كمطهرات بعين الاعتبار بعد ملاحظة أن التطهير بالكلور يحدث في طورين مميزين. ففي الطور الأول، تتسبب المركبات المختزلة للكلور (أي الحاجة للكلور) في الإخفاء السريع للكلور الحر المتاح. ولكن إذا وجدت الأمونيا فإن الفعل المبيد للجراثيم يستمر (حتى مع اختفاء متبقي الكلور الحر). ويحدث الطور التالي للتطهير بفعل الكلورامينات غير العضوية.

1.6 كيمياء الكلورامينات

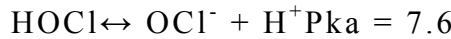
تتكون الكلورامينات بتفاعل الأمونيا مع الكلور المائي (أي HOCl). وقد استخدمت الكلور أمينات في البداية للحد من الطعم والرائحة. إلا أنه وبعد فترة قصيرة، لوحظ أن الكلورامينات أكثر ثباتاً من الكلور الحر في أنظمة التوزيع. وبالتالي، وجد أنها فعالة في الحد من معاودة النمو البكتيري في الشبكات. وكنتيجة لذلك، استخدمت الكلورامينات بانتظام في الثلاثينات والأربعينات من القرن العشرين لأغراض التطهير. إلا أن استخدام الكلورامينات انخفض في الحرب العالمية الثانية بسبب نقص الأمونيا. وبسبب القلق المتزايد في العقدين الأخيرين حول النواتج العضوية المهلجنة لعملية الكلورة (تكون ثلاثي هالوجينوميثان وحمض الهالواستيك) في محطات معالجة المياه وأنظمة التوزيع، فقد زاد الاهتمام بالكلورامينات لأنها تكون عدد قليل جداً من النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPs).

1.1.6 الاتزان الكيميائي وحركيات التفاعل والخصائص الفيزيوكيميائية

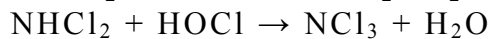
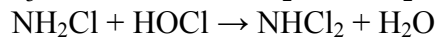
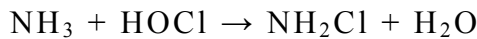
تتكون الكلورامينات من تفاعل الكلور مع الأمونيا. وقد يحتوي الخليط الناتج على أحادي كلورامين (NH₂Cl) أو ثنائي كلورامين (NHCl₂) ، أو ثلاثي كلوريد النيتروجين (NCl₃). وعندما ينتشر الكلور في الماء، يحدث تميّه سريع حسب المعادلة التالية:



وثابت الاتزان لهذا التفاعل (K_{eq}) على 25°م يساوي 3,94 x 10⁴ مولار⁻¹. ويكون التفاعل بالإتجاه الأمامي تقريباً كاملاً في المحاليل المخففة على درجة حموضة أعلى من 3. وحمض الهيپوكلوروس حمض ضعيف يتفكك كما يلي:



تعتمد نسبة HOCl / OCl⁻ في المحلول على درجة الحموضة. وكلا الفصيلتين عوامل مؤكسدة قوية، قادرة على التفاعل مع عدد من المواد الموجودة في الماء. ففي المحاليل المائية على درجة حموضة بين 7.6 – 8.5، يتفاعل HOCl بسرعة مع الأمونيا لتكوين الكلورامينات غير العضوية في سلسلة من التفاعلات التنافسية (White, 1992). والصور المبسطة للتفاعلات الكمية بين الكلور والأمونيا هي كما يلي:



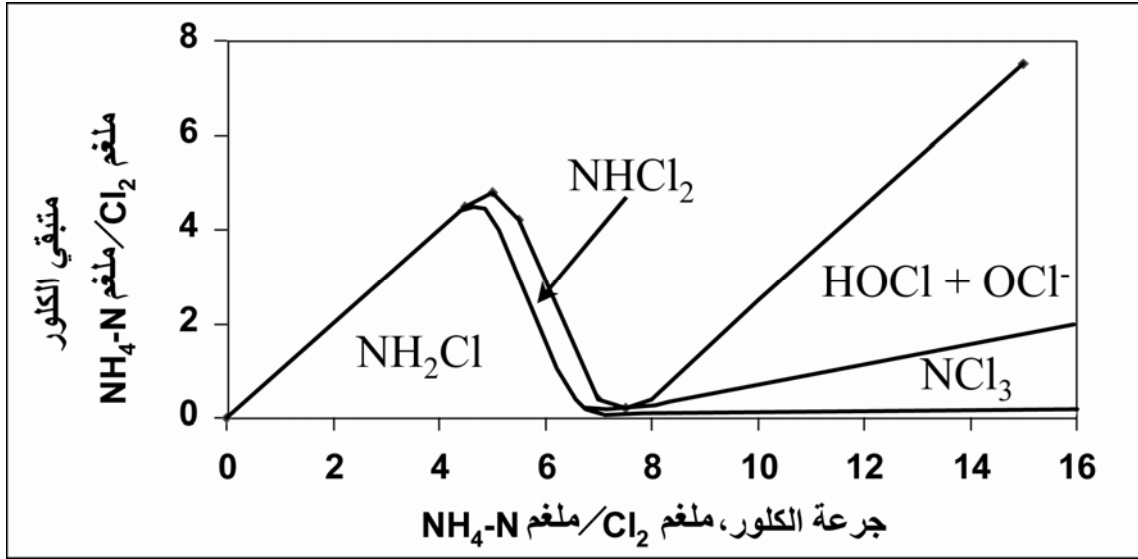
أحادي كلورامين

ثنائي كلورامين

ثلاثي كلوريد النيتروجين

تعتمد هذه التفاعلات المتنافسة وأخرى غيرها بشكل رئيسي على درجة الحموضة وتتحدد بشكل كبير بنسبة الكلور:نيتروجين الأمونيا ($Cl_2:N$). وتلعب مدة التلامس ودرجة الحرارة دوراً في ذلك أيضاً. ويبين الشكل (6-1) العلاقات المميزة بين فصائل الكلورامينات على نسب $Cl_2:N$ مختلفة ودرجات حموضة تتراوح بين 6.5 – 8.5. ويظهر الشكل أن أحادي كلورامين هو السائد على نسبة $Cl_2:N$ أقل من 5:1 بالوزن. وإذا ازدادت هذه النسبة من 5:1 إلى 7.6:1 يحدث تفاعل نقطة الانكسار، مما يؤدي إلى نقصان مستوى الكلور إلى الحد الأدنى. وينتج عن الكلورة على نقطة الانكسار تكون غاز النيتروجين والنيترات وكلوريد النيتروجين. وعلى نسب $Cl_2:N$ أعلى من 7.6:1، يتواجد الكلور الحر وثلاثي كلوريد النيتروجين.

ويبين الشكل (6-2) العلاقة بين فصائل الكلورامين ودرجة الحموضة (Paline, 1950). ويظهر الشكل أن ثنائي كلورامين تصبح سائدة على درجة حموضة منخفضة.

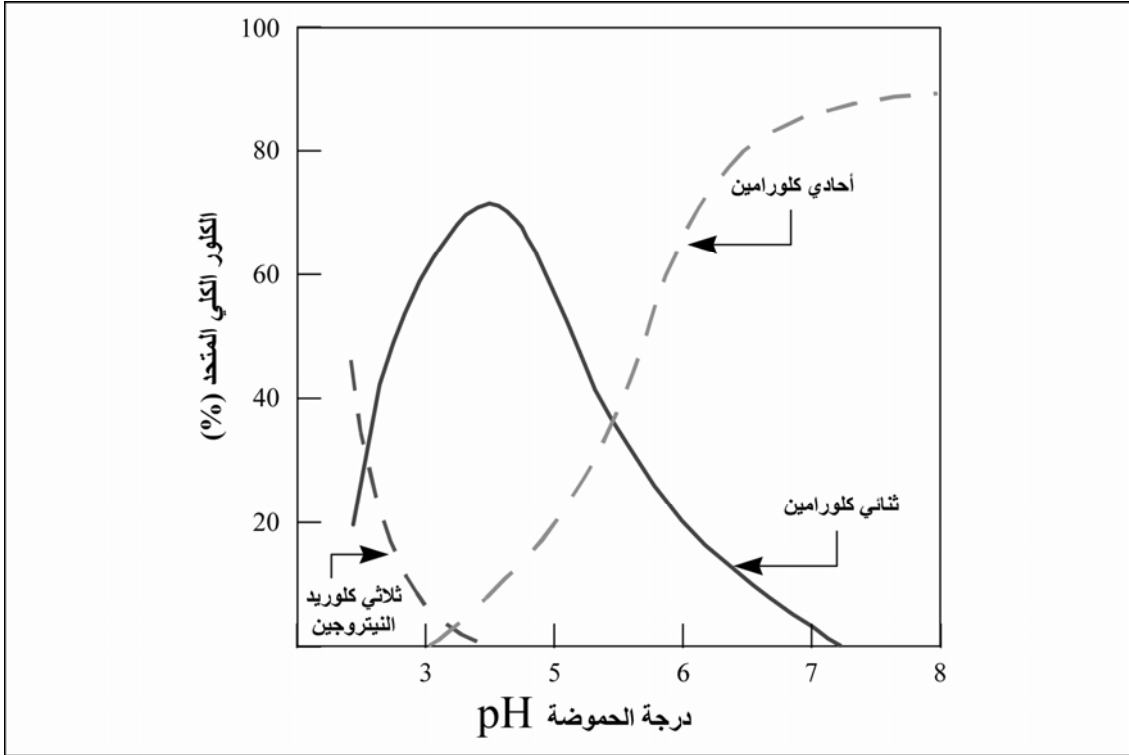


الشكل 6-1: المنحنى النظري لنقطة الانكسار

ولتجنب تفاعلات نقطة الانكسار، يجب أن تحافظ المحطات على نسبة $Cl_2:N$ بين 3 و 5 بالوزن، ونسبة 6 هي في الواقع مثالية للتطهير، إلا أنه من الصعب المحافظة على ثبات عملية التشغيل عند هذه النقطة في منحنى الانكسار. لذلك فإن نسبة $Cl_2:N$ بمستوى 4 مقبولة في العادة كقيمة مثالية لعملية الكلورة الأمينية.

إضافة إلى ذلك، فإنه في مدة زمنية مقدارها يوم واحد تقريباً وبدون أي تعديلات على درجة الحموضة أو نسبة $Cl_2:N$ ، فإن أحادي كلورامين سيتفكك إلى ثنائي كلورامين بنسبة 43% NH_2Cl و 57% $NHCl_2$.

وثنائي كلورامين غير ثابت نسبياً بوجود $HOCl$ ، لذلك فإنه يصعب توليد محاليل نقية من هذا الشكل من أحادي كلورامين والمحافظة عليها.



الشكل 6-2: شكل توزيع فصائل الكلورامين مع درجة الحموضة

2.6 التوليد

تتكون الكلورامينات بالتفاعل ما بين حمض الهيبوكلوروس والأمونيا حسب المعادلات المبينة في الجزء 1.6. ويلخص الجدول (1-6) الجرعات النظرية من الكلور والأمونيا المبنية على هذه الصيغ. ويفضل استخدام أحادي كلورامين في تطهير مياه الشرب بسبب مشاكل الطعم والرائحة المرتبطة بثنائي كلورامين وثلاثي كلوريد النيتروجين. وك ممارسة عامة، وللتأكد من عدم تكون هذه المركبات، تحدد نسبة الكلور إلى الأمونيا بـ 3:1 ولكن بسبب المشاكل مثل النترية وتكون الطبقة اللزجة، والتي تسببها الأمونيا الفائضة، فإن الممارسات الحالية تستخدم نسبة $Cl_2:N$ تتراوح بين 3:1 إلى 5:1 مع قيمة نموذجية مساوية 4:1.

الجدول 1-6: جرعة الكلور اللازمة للتفاعل بين Cl_2-NH_3

ملغم Cl_2 / ملغم NH_3	التفاعل
4.2	أحادي كلورامين NH_2Cl
8.4	ثنائي كلورامين $NHCl_2$
12.5	ثلاثي كلوريد النيتروجين NCl_3
6.3	النيتروجين N_2
16.7	النترات NO_3
9	تفاعل المتبقي الحر

سرعة تفاعل تكون أحادي كلورامين حساسة لدرجة الحموضة. ويبين الجدول (2-6) أزمنة التفاعلات المحسوبة لتكون أحادي كلورامين على 25م°، ونسبة كلور: أمونيا 3:1 (White, 1992).

الجدول 2-6: المدة اللازمة لتحويل 99% من الكلور إلى أحادي كلورامين

المدة (ثواني)	درجة الحموضة
421	2
147	4
0.2	7
0.069	8.3
33.2	12

1.2.6 معدات تغذية الكلور

يلخص الجدول (3-6) الطرق الشائعة الاستخدام لإضافة الكلور بما فيها إحتياطات السلامة والكلفة.

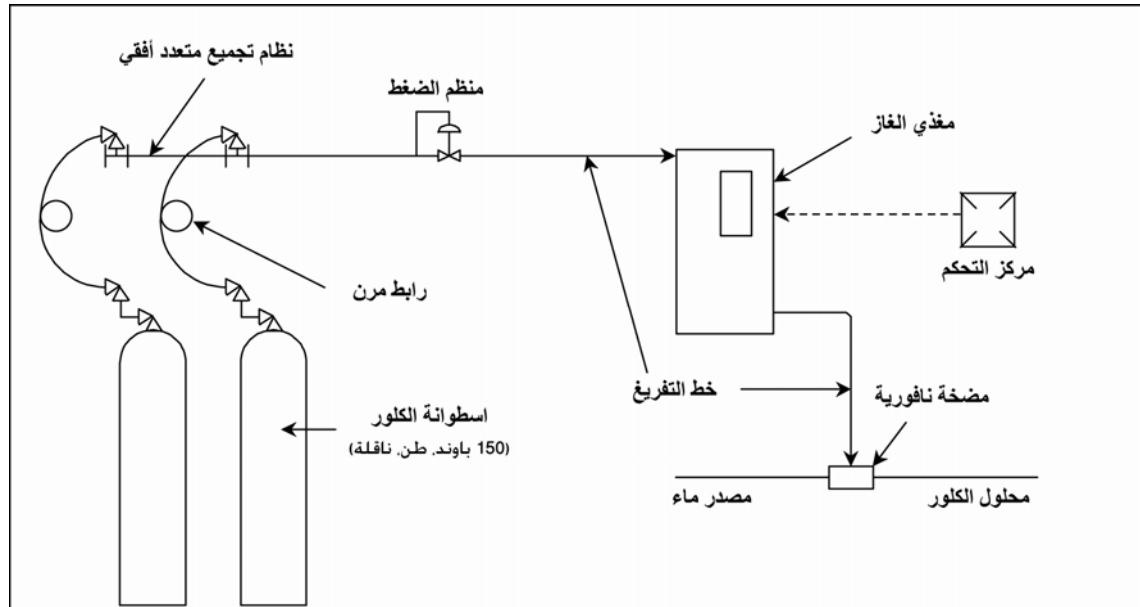
الجدول 3-6: طرق الشائعة الاستخدام لاضافة الكلور

الطريقة	الوصف	احتياجات السلامة	الكلفة
غاز الكلور	يورد الغاز في حاويات تتراوح سعتها بين اسطوانات سعة 150 باوند إلى سيارات قاطرة بسعة 90 باوند والاسطوانات ذات سعة 1 طن شائعة. وتتكون معدات التغذية من مضخة حاقة للمحلول لخلق فراغ وضبط أوتوماتيكي للفتحة لقياس الغاز. ويمكن سحب الغاز مباشرة من وعاء التخزين أو أن يولد بمبخر من السائل المسحوب من الوعاء. ويظهر الشكل (3-6) مخطط لنظام تغذية غاز الكلور.	يصنف الكلور حسب تشريعات الحرائق كعامل مؤكسد سام جداً وغاز مضغوط. لذا يجب تصميم معدات غاز الكلور الحديثة مع شفاطات هواء للتخلص من أي غاز متسرب ومعالته. ويجب إعداد خطط إدارة تجنب المخاطر وتوفير معدات السلامة الخاصة بالعاملين والتدريب اللازم للمشغلين.	تتراوح الكلفة لكل باوند من الكلور إلى 0.08 دولار إلى 0.2 دولار لكل باوند اعتماداً على كمية الشراء.
هيبوكلورايت الصوديوم	يمكن شراء هيبوكلورايت الصوديوم بكميات تتراوح بين براميل سعة 55 جالوناً إلى ناقلات بسعة 4500 باوند. ويمكن خزن الأحمال إما في خزانات مصنوعة من الفايبرجلاس أو البلاستيك. ويغذى المحلول مباشرة إلى المجرى المائي ويبين الشكل (4-6) مخططاً لنظام تغذية هيبوكلورات الصوديوم.	محلول الهيبوكلورايت سام ويصنف كمادة ضارة. ومعدات التخزين يجب أن تصمم مع حاويات ثانوية.	الكلفة الكيميائية الاعتيادية 0.6 دولار إلى 1.0 دولار لكل باوند Cl_2

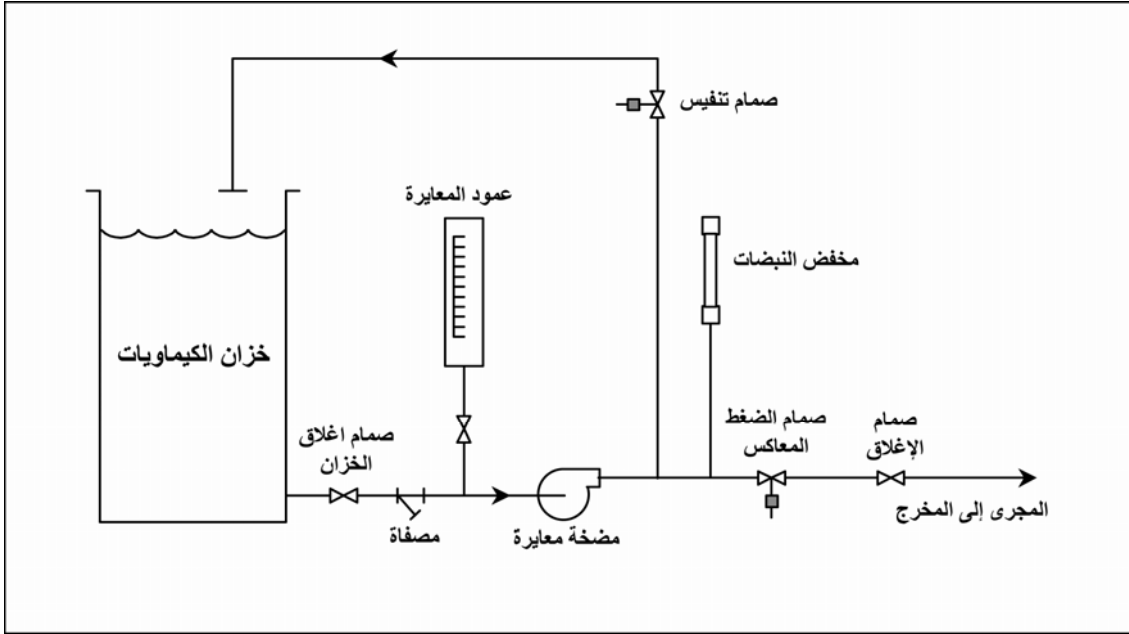
2.2.6 معدات تغذية الأمونيا

يمكن وضع معدات تغذية الأمونيا إما في الموقع في محطة معالجة المياه أو في مواقع بعيدة في نظام التوزيع (Dennis et al., 1991). ومعظم معدات تغذية الأمونيا تستخدم الغاز (الأمونيا الجافة) أو السائل (محلول مائي). ومع أن الأمونيا الجافة تكون غازاً على درجة حرارة وضغط عاديين، إلا أنها تخزن وتنقل كسائل في أوعية ضغط وفي هذا الطور تكون الأمونيا شديدة الذائبة بالماء.

ويجب المحافظة على معدات التخزين والمناولة جافة (Dennis et al., 1991).



الشكل 3-6: نظام تزويد غاز الكلور



الشكل 4-6: نظام تغذية الهيبوكلورايت

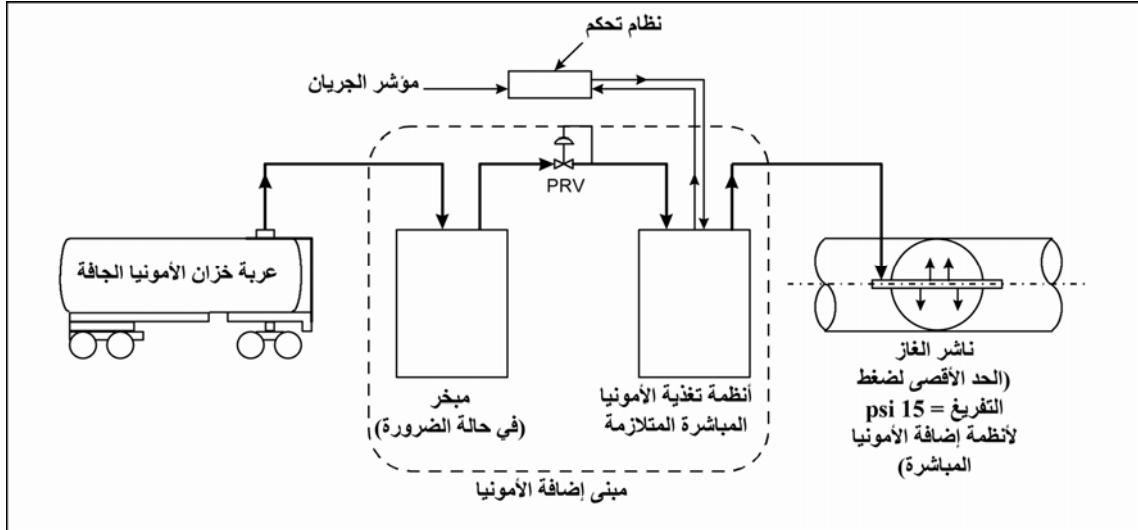
1.2.2.6 الأمونيا الجافة

تخزن الأمونيا الجافة في أسطوانات محمولة أو خزانات ثابتة وتشبه الأسطوانات المحمولة إسطوانات الكلور وتتوافر بأحجام 100 و 150 و 800 باوند (Dennis et al., 1991) والإسطوانات معدة لضغط يساوي 480 Psi في الحد الأدنى. أما الخزانات الثابتة فهي في العادة أوعية بسعة 1000 جالون يمكن استخدامها في الموقع. ويمكن إعادة تعبئة هذه الخزانات من قاطرات الشحن. كما يمكن وضعها في الداخل أو في الخارج. وبما أن الحد الأدنى للضغط على كل خزان 250 Psi (الصمامات والوصلات مصممة لضغط 300 Psi)، فيجب حماية الخزانات الخارجية من درجات الحرارة العالية جداً أو المنخفضة جداً (أكبر من 125° ف وأقل من 28° ف) (Dennis et al., 1991). وفي الدول الحارة يجب أن تدهن الخزانات الخارجية باللون الأبيض وأن تكون محمية من ضوء الشمس. أما في الدول الباردة، فيجب لف الخزان بشرط عازل للمحافظة على درجة الحرارة حتى تستمر الأمونيا بالتبخر.

تضاف الأمونيا باستخدام أمونيتر. والأمونيتر عبارة عن وحدة بها نقاصة للضغط وعداد جريان الغاز وصمام التحكم بمعدل التغذية وأنابيب مختلفة للتحكم بجريان الأمونيا. تتوفر في الأمونيترات الأوتوماتيكية في الأسواق. ويستخدم المبخر عند الحاجة إلى كميات أمونيا كبيرة. ويجب أن يركب رداد لمنع دخول الماء إلى الأمونيتر.

تضاف الأمونيا الجافة إما بالتغذية المباشرة أو كمحلول مغزٍ وتستخدم الطريقة الأولى عادة عندما يكون ضغط الماء الجاري منخفض ومعدل تغذية الأمونيا أقل من 1000 باوند في اليوم (الحد الأقصى لمعدل التغذية). وتشفط الأمونيا من الخزان تحت ضغط عال (مثلاً 200 Psi) وتحقن مباشرة في الماء الجاري على ضغط منخفض مقداره 15 Psi. ويخفض ضغط الخزان بواسطة صمام لتخفيض الضغط إلى حوالي 40 Psi، ومن ثم بصمام آخر لخفض الضغط في الأمونيتر. وتضاف الأمونيا إلى القنوات المفتوحة أو إلى الأحواض، ويبين الشكل (5-6) مخططاً لنظام تغذية مباشرة للأمونيا الجافة.

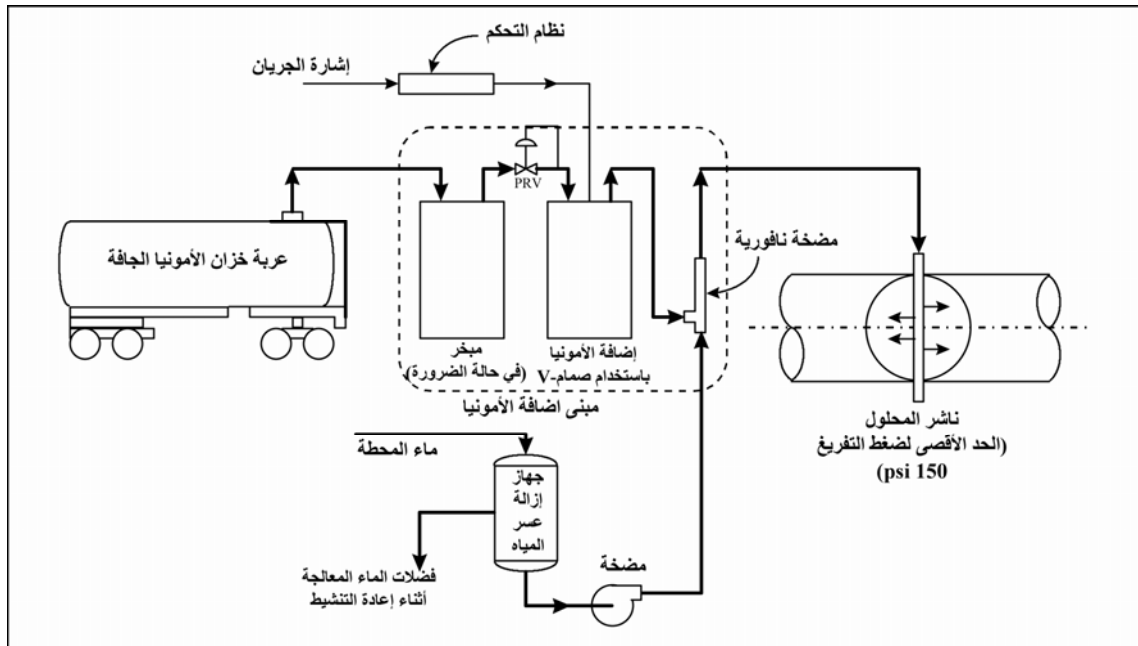
تستخدم طريقة المحلول المغذي عادة إذا كانت طريقة التغذية المباشرة غير ملائمة كأن يكون معدل تغذية الأمونيا أكثر من 1000 باوند/يوم أو أن يكون ضغط الماء مرتفع. ويشبه نظام التغذية هذا نظام تغذية الكلور بالتفريغ. ويخفض ضغط خزان التزويد بصمام مخفض للضغط لخلق فراغ. ويستخدم شفط لسحب الأمونيا من الأمونيتر، حيث الأمونيا مذابة إلى مجرى ماء فرعي ومن ثم يضخ إلى مجرى الماء الرئيسي. والأمونيترات المغذية للمحاليل متوفرة بسعة تصل إلى 4000 باوند في اليوم، ويمكن أن تعمل على ضغط تفريغ حتى 100 Psi (Dennis et al., 1991) ويجب استخدام ماء يسر، درجة عسره أقل من 29 ملغم/لتر CaCO_3 في الخط الناقل، وبغير ذلك تتسبب إضافة الأمونيا بترسيب قشور قد تؤدي إلى انسداد الشفاط ونقطة الإضافة. ويبين الشكل (6-6) مخططاً لنظام تغذية المحلول.



الشكل 5-6: مخطط نظام تغذية مباشرة للأمونيا الجافة

2.2.2.6 محلول الأمونيا المائي

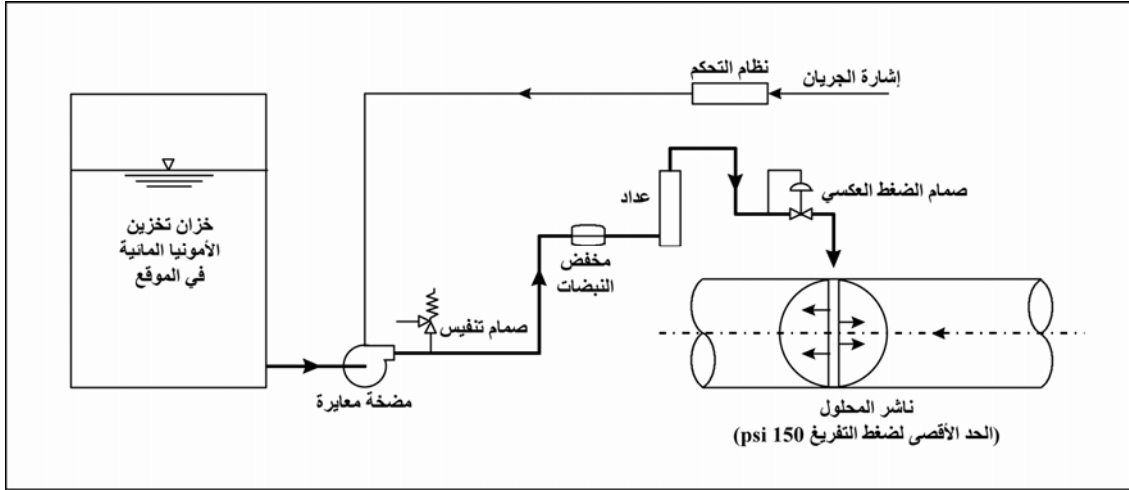
يمكن الحصول على محلول الأمونيا المائي بإذابة الأمونيا الجافة في الماء الخالي من الأيونات أو بالماء اليسر. وتنشأ الأمونيا في هذا الصورة إما بشاحنات نقل أو في براميل فولاذية مبطنة بالبولي إيثيلين. ولا ينصح استخدام البراميل البلاستيكية لأنها قد تفقد شكلها بسبب الضغط البسيط الذي تسببه الأمونيا. وتحفظ الأمونيا المائية في خزانات مصنوعة من الفولاذ أو الفايبر جلاس تحت ضغط منخفض. وبما أن درجات الحرارة المرتفعة قد تتسبب في تبخر الأمونيا، فيجب أن يجهز كل خزان بمصيدة تحتوي على الماء أو شفاط للأمونيا لمنع الأبخرة من التسرب إلى الجو.



الشكل 6-6: نظام تغذية محلول الأمونيا الجافة

تشابه أنظمة تغذية محاليل الأمونيا المائية أنظمة تغذية الكيماويات السائلة الأخرى حيث أنها تحتاج إلى خزان ومضخة معايرة لقياس الكيماويات وصمام لتخفيف الضغط ومخفض للنبضات وعداد جريان ورداد. وتكون مضخات التغذية في العادة مضخات قياس إزاحة موجبة أو من النوع الذي يكون فراغات متتابعة. ويجب أن توضع المضخات قريبة من الخزان لخفض احتماليات تبخر الأمونيا في الأنابيب (Dennis et al., 1991). كما يجب أن تصمم المضخة للتعويض عن التغيرات في نسبة الكلور إلى الأمونيا (Skadsen, 1993). وعندما تضاف الأمونيا إلى الماء، يجب أن تخطط جيداً حتى تتفاعل مع الكلور الموجود في الماء لتكوين أحادي كلورامين وتخفيض تكون ثنائي كلورامين وثلاثي كلوريد النيتروجين. ويبين الشكل (6-7) مخططاً لنظام تغذية الأمونيا المائية.

تستخدم دائرة مياه العاصمة في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) الأمونيا المائية في محطة اضافة الكلورامين. حيث تخزن الأمونيا في خزانات غير مبطنة وتضخ إلى الأمونيتر بمضخات متتابعة الفراغات. وفي أثناء التشغيل الأولي لنظام تغذية الأمونيا المائية تعرضت المحطة إلى عطل كامل في المضخات. وبناءً على خبرة هذه المحطة ينصح باستخدام محركات ذات جودة عالية وأن تكون الأجزاء الساكنة في مضخات الفراغات المتتابعة مطلية بالكروم. كذلك ينصح باستخدام لاصق ميكانيكي بدلاً من صندوق التعبئة لخفض احتماليات تسرب الأمونيا (Skadsen, 1993). كذلك أنشأت محطة جنوب كاليفورنيا نافخات خاصة ومصافي في أنابيب الشفط في مضخة التغذية لخفض انسداد عدادات الجريان المغناطيسية. وقد أدت مشاكل المضخات قبل التشغيل إلى قيام محطة المياه في جنوب كاليفورنيا بتركيب نظام تغذية أمونيا احتياطي بديل. وقد صمم نظام مضغوط لتغذية الأمونيا المائية بتجاوز المضخات وضغط خزانات الأمونيا.



الشكل 6-7: نظام تغذية الأمونيا المائي

ينظم الضغط العكسي على مضخة التغذية الجانبية مضخة طاردة من المركز بمحرك مرن سعتها 5.5 جالون لكل دقيقة. وقد أثبتت هذه الطريقة البديلة أنها موثوقة واقتصادية. إضافة إلى ذلك فإن هذه الطريقة توفر معدل تغذية ثابت إضافة إلى أن صيانتها محدودة (Skadsen, 1993)

3.2.2.6 الانابيب والصمامات

في حالة الأمونيا الجافة يستعمل عادة الفولاذ الذي لا يصدأ والبولي فينيل كلورايد والحديد الأسود كماد في صناعة أنابيب نظام تغذية الأمونيا المباشرة أو نظام تغذية المحلول (Dennis et al., 1991). ويستخدم الفولاذ الذي لا يصدأ والحديد الأسود في أجزاء الضغط العالي (ضغط أعلى من 15 Psi) من نظام التغذية.

أما البولي فينيل كلورايد فيستخدم فقط في أجزاء الضغط المنخفض من نظام التغذية بعد الأمونيتر. وفي حالة الأمونيا المائية تستخدم أنابيب البولي فينيل كلورايد نظراً للطبيعة الأكالة للأمونيا المائية (Dennis et al., 1991).

4.2.2.6 احتياطات السلامة في معدات توليد الكلورامين

يجب أن تحوي معدات اضافة الكلورامين بعض احتياطات السلامة لمنع تكون ثلاثي كلوريد النيتروجين وتبخّر الأمونيا على درجة حرارة الغرفة. ويجب أن يؤخذ احتمال تكون ثلاثي كلوريد النيتروجين بعين الاعتبار عند اختيار مواقع تخزين الكلور والأمونيا.

أعطى (Dennis et al., 1991) معلومات تفصيلية عن احتياطات السلامة في وحدات الكلورامين. فيجب أن لا يتم تخزين الكلور والأمونيا في نفس المكان على الإطلاق. كما يجب أن تبعد نقاط إضافة الأمونيا 5 قدم على الأقل من خطوط تغذية محلول الكلور. فالأمونيا الجافة أخف من الهواء، وأي تسرب سيرتفع بسرعة للأعلى. وتكون الأمونيا على شكل سائل تحت الضغط ويتم امتصاص كميات كبيرة من الحرارة عندما يتحول السائل المضغوط إلى غاز. وفي حالة كانت خزانات و/أو معدات التغذية الكيماوية مركبة في الداخل، يجب وضع معدات التهوية ووحدات الكشف عن الغاز في نقاط مرتفعة في الغرفة. وتختلف معدلات التهوية حسب الاحتياطات التشريعية للوكالة المعنية وينصح عادة بتغيير هواء 6 أضعاف حجم الغرفة في الدقيقة على الأقل.

يجب حماية خزانات غاز الأمونيا من ضوء الشمس المباشر ومصادر الحرارة المباشرة (أكثر من 125° ف مثلاً) لمنع زيادة الضغط في الخزانات (Dennis et al., 1991). ذلك يمكن ان يسمح للأمونيا بالخروج إلى الجو عن طريق صمامات تخفيض الضغط. وفي المناطق الحارة، يجب تغطية الخزانات الخارجية بمظلات أو باستخدام نظام رش مائي لضبط درجة الحرارة. وإذا كان تسرب الأمونيا ممكن الحدوث، فقد يكون هناك حاجة لعمل ترتيبات للحد من الأبخرة. كذلك إذا كان الخروج العرضي للأمونيا من الخزانات ممكن الحدوث، فيجب الأخذ بالاعتبار تركيب جهاز للتخلص من الغاز.

3.6 الاستعمالات الأولية ونقاط الاستخدام

يستعمل أحادي كلورامين في محطات تنقية مياه الشرب للتطهير والحد من الكائنات المزعجة. أما نقاط الاستخدام فتعتمد على أهداف التنقية واحتياجات مدة الاتصال اللازمة للتطهير.

1.3.6 الاستعمالات الأولية

1.1.3.6 التطهير

يستعمل أحادي كلورامين في أنظمة المياه بشكل أساسي كمطهر ثانوي للمحافظة على متبقي في نظام التوزيع. ويعتبر اختيار الكلورامينات كمطهرات ثانوية جيداً بسبب الفوائد المحتملة التالية:

- الكلورامينات أقل فعالية من الكلور في تكوين ثلاثي هالوجينوميثانات عند تفاعلها مع المواد العضوية.
- متبقي أحادي كلورامين أكثر ثباتاً ويدوم لفترة أطول من الكلور أو ثاني أكسيد الكلور.
- وبالتالي يوفر حماية أفضل من معاودة النمو في الأنظمة ذات الخزانات الكبيرة والخطوط الرئيسية المغلقة.
- متبقي أحادي كلورامين أكثر فعالية في الحد من تكون الطبقة اللزجة بسبب مقدرته الفائقة على اختراق هذه الطبقة. والحد من تكون الطبقة اللزجة يقلل من تركيز القولونيات والتآكل الناتج عن تكون هذه الطبقة.
- تقل شكاوى الطعم والرائحة في حالة استخدام أحادي كلورامين لأنه لا يتفاعل مع المواد العضوية.
- وجد في أنظمة مياه إنديانا وفرجينيا أن التحول من الكلور إلى أحادي كلورامين يقلل تركيز القولونيات في أنظمة التوزيع بمقدار كبير (Norton and LeChevallier, 1997). تتراوح جرعة أحادي كلورامين بين 1.0 – 4.0 ملغم/لتر كحد أدنى. وقد وضعت التشريعات 0.5 ملغم/لتر لمتبقي أحادي كلورامين في نظام التوزيع (Texas Resource Conservation Commission). ولتجنب حدوث النترنة في نظام التوزيع، ينصح باستخدام جرعة من أحادي كلورامين مساوية بـ 2.0 ملغم/لتر كحد أدنى.

2.1.3.6 الحد من الكائنات المزعجة

قام (Cameron et al., 1989a) بدراسة فعالية أحادي كلورامين في مقاومة الصدفيات الآسيوية بطورها الأولى وطور البلوغ. وقد وجد أن الصدفيات الآسيوية البالغة أكثر مقاومة لأحادي كلورامين من طور الأولى. كما وجد أن أحادي الكلورامين هو الأكثر فعالية في الحد من الصدفيات الآسيوية في طورها الأولى بالنسبة لـ LT50 (المدة اللازمة لموت 50%). وتبلغ الجرعة اللازمة للحد من طور الأولى للصدفيات الآسيوية 102-407 ملغم/لتر، فيما أظهرت أبحاث أخرى أن فعالية أحادي كلورامين تزداد كثيراً بزيادة درجة الحرارة (Cameron et al., 1989b).

2.3.6 نقاط الاستخدام

يتكون أحادي كلورامين بإضافة الأمونيا ثم الكلور أو بالعكس. وتضاف الأمونيا في المرحلة الأولى عندما يخشى من تكون المركبات المسببة للطعم والرائحة، والتي تنتج من تفاعل الكلور مع المواد العضوية. إلا أن معظم محطات تنقية مياه الشرب تضيف الكلور أولاً للوصول إلى المدة والتركيز اللازمين (م.ت) لتحقيق احتياجات التطهير حسب قانون معالجة المياه السطحية الذي وضعته وكالة حماية البيئة الأمريكية (EPA). وعادة ما يتم اختيار نقطة إضافة الأمونيا ليتفاعل مع متبقي الكلور الحر بعد مدة محددة مبنية على أساس تعظيم التطهير وإنفاص تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. ولأن فعالية أحادي الكلورامين كمبيد للجراثيم أقل بحوالي 200 مرة من الكلور الحر، يلزم مدة تلامس طويلة جداً حتى يتمكن أحادي كلورامين من الوصول إلى قيمة (م.ت) اللازمة للتطهير والتي وضعتها وكالة حماية البيئة الأمريكية (EPA). لذلك إذا تمت إضافة الأمونيا في البداية، فيجب أن تطور طريقة للتأكد من الوصول إلى قيمة (م.ت) اللازمة.

1.2.3.6 التأثير على عمليات التنقية الأخرى

يؤثر أحادي كلورامين على عمليات التنقية الأخرى في المحطة. وتتضمن هذه التأثيرات ما يلي:-

- يمكن أن توفر الأمونيا المستخدمة في عملية إضافة الكلورامين الأمونيا المغذية لنمو جراثيم النترتة في نظام التوزيع، والتي يمكن أن تتسبب في زيادة مستويات النترات في الماء الجاهز في الأنظمة التي لا تجري في العادة فحص النترات .
- عدم الاتزان في تراكيز الكلور والأمونيا (بنسبة أكبر من 1:8)، يمكن أن يسبب تفاعلات كلورة على نقطة الانكسار إذا وجدت في نظام التوزيع.
- إضافة أحادي كلورامين قبل المرشحات تقلل من النمو البكتيري على هذه المرشحات. وهذا له تأثير إيجابي من حيث المحافظة على نظافة المرشحات وبالتالي يقل عدد مرات الغسيل العكسي. ولكن أحادي كلورامين له تأثير غير مرغوب به في تقليل إزالة الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) في المرشحات البيولوجية. ويمكن أن يعود القارئ إلى EPA's "Microbial and Disinfection Byproduct Simultaneous Compliance Guidance Manual" 1999 للحصول على معلومات إضافية عن التفاعل بين العوامل المؤكسدة وطرق التنقية الأخرى.

4.6 تثبيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير

بدأ استخدام الكلورامينات في تنقية مياه الشرب في الولايات المتحدة في بداية الثمانينات. فبالإضافة إلى التطهير، استخدمت الكلورامينات في دائرة دنفر للمياه للحد من الطعم والرائحة منذ عام 1918 (Hazen and Sawyer, 1918). حيث تبين أن الكلورامينات توفر متبقي ثابت في نظام التوزيع. ولكن بسبب ضعف خصائصها التطهيرية في تثبيط الفيروسات والأوالي الممرضة، نادراً ما تستخدم كمطهر أولي، وإذا ما استخدمت فلمدة تلامس طويلة جداً.

1.4.6 آليات التثبيط

لم تجر دراسات كثيرة حول الآليات التي تثبط بها الكلورامينات الكائنات الدقيقة كما في حالة الكلور. وفي دراسة لتثبيط الأشريكية القولونية باستخدام الكلورامين تم الاستنتاج أن أحادي كلورامين يتفاعل بسرعة مع أربعة أحماض أمينية هي: سيستين وميثيونين وسيسنتين والتربتوفان (Jacangelo et al., 1987). لذلك فإنه يعتقد أن آلية التثبيط بالكلورامين تتضمن كبح البروتينات أو كبح العمليات التي تتم بواسطة البروتينات مثل التنفس. كما استنتج Jacangelo أن على الكلورامين أن يقوم بمهاجمة خلايا الجراثيم عدة مرات قبل أن يتسبب في قتل هذه الخلايا، بسبب عدم ثبات سرعة التثبيط.

تم إجراء دراسات قليلة لتحديد آلية التثبيط للفيروسات. وقد ذكر أن المطهر يهاجم الكوليفاج F12 في الجزء الذي يحوي على الحمض الريبونيوكليك (RNA) (Olivieri et al., 1980). ولكن الآلية الأولية لتثبيط الفيروسات السنجابية بالكلورامين تتضمن الغطاء البروتيني (Fujioka et al., 1983). وكما في حالة الكلور فإن آلية تثبيط الفيروسات بالكلورامين قد تعتمد على عوامل كثيرة مثل نوع الفيروس وتركيز المطهر.

2.4.6 التأثيرات البيئية

أجريت دراسات متعددة لتحديد تأثير درجة الحموضة ودرجة الحرارة والمركبات العضوية وغير العضوية على فعالية الكلورامينات. وفيما يلي ملخص لتأثير هذه العوامل على تثبيط الكائنات الممرضة.

1.2.4.6 درجة الحموضة pH

وجد أن تأثير درجة الحموضة على التطهير له علاقة بالكائن أكثر من علاقته بالمطهر، إلا أن درجة الحموضة تؤثر أيضاً على فعالية التطهير بالتحكم في توزيع فاصل الكلورامينات. وقد أثبتت الدراسات أن فعالية التطهير لأحادي كلورامين وثنائي كلورامين ليست متساوية، وفي إحدى الدراسات تبين أن إبادة الجراثيم بواسطة ثنائي كلورامين كانت متفوقة بدرجة كبيرة على أحادي كلورامين (Esposito, 1974). إلا أن تأثير درجة الحموضة قد يكون مركباً لأن التغيرات في درجة الحموضة تغير الاستجابة الفسيولوجية للكائن الحي (Hoff and Geldreich, 1981).

كما بينت دراسات أخرى أن أحادي كلورامين أكثر قدرة من ثنائي كلورامين في القضاء على الفيروسات (Dorn, 1974; Esposito, 1974, Olivieri et al., 1980) وهناك بعض الإثباتات أن المحاليل التي تحوي تراكيز متساوية تقريباً من أحادي كلورامين وثنائي كلورامين أكثر مقدرة في إبادة الميكروبات من المحاليل التي تحوي فقط أحادي كلورامين أو ثنائي كلورامين (Weber and Levine, 1944).

2.2.4.6 درجة الحرارة

كما في حالة معظم المطهرات التي تمت مناقشتها في هذا الدليل، فإن فعالية الكلورامين في إبادة الجراثيم وتنشيط الفيروسات تزيد مع ارتفاع درجة الحرارة. كذلك فإن الفعالية تقل بمقدار كبير على درجة حموضة مرتفعة ودرجة حرارة منخفضة. فعلى سبيل المثال، فإن تنشيط الأشريكية القولونية أبطأ بـ 60 مرة على درجة حموضة 9.5 ودرجة حرارة 2 و 6° م منها على درجة حموضة 7 ودرجة حرارة بين 20-25° م (Wolfe et al., 1984)، وقد تم الحصول على نتائج مشابهة في تنشيط الفيروس السنجابية 1 (Kolley and Saunderson, 1958).

3.2.4.6 النيتروجين العضوي ومركبات أخرى

يتفاعل الكلور بالإضافة لتفاعله مع الأمونيا مع مركبات نيتروجينية عضوية لتكوين عدد من الكلورامينات العضوية. ولمركبات الكلورامين العضوية نواتج جانبية غير مرغوب بها لأن نشاطها كمبيد للميكروبات قليل جداً أو معدوم (Feng, 1966). وبينت الدراسات أن الكلور يتحد مع مركبات تحتوي على الأمين أسرع من اتحاده مع الأمونيا

(Morris, 1949; Morris, 1967, Margerum, 1978) وأن الكلور يمكن أن ينتقل من الكلورامينات غير العضوية إلى المركبات التي تحتوي على الأمين (Hazen and Sawyer, 1992) تحدث عدة تفاعلات تمنع الكلور من تكوين الكلورامينات، وتتضمن مثل هذه التفاعلات أكسدة الحديد والمنغنيز ومواد غير عضوية أخرى مثل كبريتيد الهيدروجين (Hazen and Sawyer, 1992)

3.4.6 فعالية التطهير

تعتبر الكلورامينات مطهرات ضعيفة في تنشيط الفيروسات والأوالي ونتيجة لذلك فإن الوصول إلى قيمة (م.ت) التي يتطلبها قانون معالجة المياه السطحية (SWTR) للتطهير الأولي للجياردية والفيروسات باستخدام الكلورامينات يصبح صعباً جداً بسبب الحاجة إلى مدة تلامس طويلة جداً. ولكن بسبب مقدرة الكلورامين على توفير متبقي ثابت، فإن هذا النوع من التطهير يظهر جدواه كمطهر ثانوي للمحافظة على عدم نمو الميكروبات في أنظمة التوزيع. وتصف الفقرات التالية فعالية تطهير الكلورامين في تنشيط الجراثيم والفيروسات والأوالي.

وقد أظهرت نتائج هذه التجارب بشكل قاطع أنه في حالة عدم وجود حاجة للكلور، فإن الكلور الحر يثبط الجراثيم المعوية أسرع بكثير من الكلورامينات.

1.3.4.6 تنشيط الجراثيم

بدأ في منتصف الأربعينيات إجراء سلسلة من التجارب لتحديد فعالية الكلور والكلورامينات غير العضوية في إبادة الجراثيم وقد أظهرت نتائج هذه التجارب بشكل قاطع أنه في حالة عدم وجود حاجة للكلور، يثبط الكلور الحر الجراثيم المعوية أسرع بكثير من الكلور أمنيات (Wattie and Butterfield, 1944)

وقد تبين من هذه التجربة، أن أحادي كلورامين بتركيز 0.3 ملغم/لتر يحتاج إلى 240 دقيقة كمدة تلامس لتحقيق تنشيط يساوي 3 لوغاريتمات للأشريكية القولونية. بينما التعرض لتركيز 0.14 ملغم/لتر من الكلور الحر يحقق نفس مستوى التنشيط في خمس دقائق على نفس درجة الحموضة ودرجة الحرارة.

2.3.4.6 تنشيط الفيروسات

حسب التقارير التي نشرها "National Research Council, 1980" and (Kabler et al., 1960) فإن جميع الدراسات التي أجريت قبل عام 1944 وقارنت بين مقدرة الكلور الحر والكلور المتحد على إبادة الفيروسات كانت غير صحيحة، لأن هذه التجارب فشلت في التمييز بين الأشكال الحرة والمتحدة من الكلور وبسبب حاجة الماء المستخدم في التجارب العالية للكلور.

أوجدت معظم التجارب التي أجريت بعد أواسط 1940 أن الكلورامينات غير العضوية تحتاج إلى تركيز أعلى ومدة تلامس أطول من الكلور الحر للوصول إلى مستويات متقاربة من التنشيط، وقد بينت التجارب أنه بين 2-8 ساعات على يلزم للوصول إلى تنشيط 2 لوغاريتم في حالة الفيروس السنجابية 1 (Mahrey and MK500) والفيروس السنجابي 2 (MEF)، والفيروس السنجابية 3 (Sackett) وفيروس الكوكساكي B1 والكوكساكي B2 مدة تلامس بين 2-8 ساعات على تراكيز كلورامين بين 0.67-1.0 ملغم. (EA80) و (Kelley and Saunderson, 1958 and 1960).

ويلزم بالمقابل فقط 0.2 – 0.35 ملغم/لتر من الكلور الحر عند مدة تلامس بين 4-16 دقيقة للوصول إلى نفس المستوى من التنشيط تحت نفس الظروف.

3.3.4.6 تثبيط الأولي

أوجدت الدراسات أنه من بين الثلاث أشكال للكانينات الممرضة (الجراثيم والفيروسات والحويصلات الأنثوية للأوالي) أن الحويصلات الأنثوية للأوالي هي أكثر الأشكال مقاومة للتطهير. وقد أوجدت الدراسات أن الكلور الحر أكثر فعالية في التطهير من الكلورامينات لتثبيط الحويصلات الأنثوية: (Chang and Fair, 1941; Chang, 1944; Stringer and Kruse, 1970)

يبلغ تركيز الكلورامين اللازم لتثبيط 2 لوغاريتم في حالة حويصلات المتحولة الحالة للنسج 8 ملغم/لتر، بينما يلزم فقط 3 ملغم/لتر من الكلور الحر للحصول على نفس المستوى من التثبيط (Stringer and Kruse, 1970). وكانت مدة التلامس في كلا الحالتين 10 دقائق.

4.3.4.6 قيم (م.ت)

يبين الجدولين (4-6) و (5-6) قيم (م.ت) اللازمة لتثبيط حويصلات الجياردية باستخدام الكلورامينات. وقد تم الحصول على القيم في هذه الجداول من:

“Guidance Manual for Compliance with Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems Using Surface Water Sources (AWWA, 1991)”

بنيت قيم (م.ت) في الجدول (4-6) على دراسات التطهير للجياردية الملبية والتي تم الحصول عليها من حويصلات في أنابيب اختبار. وقيم (م.ت) المبينة في الجدول (5-6) مبنية على بيانات استخدمت فيها الكلورامينات المحصورة سابقاً على درجة حموضة 0.8. ولم يستخدم معامل أمان للبيانات المخبرية التي استخدمت لاشتقاق قيم (م.ت) المبينة في الجدول (4-6) و (5-6)، لأن التطهير بالكلورامينات الذي يولد في الميدان أكثر فعالية من الكلورامين المحضر سابقاً، كون الكلورامينات تتفكك بمرور الوقت ويكون هناك بعض الكلور الحر عند توليد الكلورامين مما يزيد من فعالية التثبيط.

الجدول 4-6: قيم (م.ت) لتثبيط حويصلات الجياردية باستخدام الكلورامينات

درجة الحرارة (م) (ملغم. دقيقة/لتر)					التثبيط
25	20	15	10	5	
125	185	250	310	363	0.5-log
250	370	500	615	735	1-log
375	550	750	930	1,100	1.5-log
500	730	1,000	1,230	1,470	2-log
625	915	1,250	1,540	1,830	2.5-log
750	1,100	1,500	1,850	2,200	3-log

قيم درجة الحموضة تتراوح بين 6-9.

الجدول 5-6: قيم (م.ت) لتثبيط الفيروسات باستخدام الكلورامينات

درجة الحرارة (م) (ملغم. دقيقة/لتر)					التثبيط
25	20	15	10	5	
214	321	428	643	857	2-log
356	534	712	1,067	1,423	3-log
497	746	994	1,491	1,988	4-log

5.6 تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

تعتمد فعالية الكلورامينات في الحد من النواتج الجانبية لعملية التطهير على العديد من العوامل، أهمها نسبة الكلور إلى الأمونيا ونقطة إضافة الأمونيا بالنسبة لنقطة إضافة الكلور ودرجة الخلط ودرجة الحموضة. لا يكون أحادي كلورامين نواتج جانبية لعملية التطهير بدرجة مهمة، مع أنه يمكن تكون القليل من ثنائي كلور وحمض الأسيتيك من أحادي كلورامين، وتكون كلوريد السيانوجين يكون أكبر منه في حالة الكلور الحر.

(Jacangel et al., 1989; Smith et al., 1993; Cowman and Singer, 1994)

يسمح عدم المقدرة على خلط الكلور والأمونيا في نفس الوقت للكلور الحر بأن يتفاعل قبل التكون الكامل للكلورامين. بالإضافة إلى ذلك فإن أحادي كلورامين يتميه ببطء إلى الكلور الحر في المحلول المائي. لذلك فإن تفاعلات اللجنة تحدث حتى ولو تم توليد أحادي كلورامين قبل إضافته في عملية التنقية (Rice and Gomez, 1986). وكلما اقتربت نسبة الكلور: الأمونيا من نقطة الانكسار، كلما ازداد تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير (Speed et al., 1987). وبالإضافة إلى الحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، فإن استعمال

الكلورامينات يؤدي إلى تراكيز أقل لعدد من هاليدات عضوية معينة تتولد من الكلور الحر، باستثناء كلوريد السيانوجين

(Krasner et al., 1989; Jacangelo et al., 1989).

ويلاحظ إنتاجاً متزايداً من كلوريد السيانوجين إذا استخدم أحادي كلورامين كمطهر ثانوي بدلاً من الكلور الحر. يؤدي استخدام الكلورامينات إلى تكون مواد عضوية مكلورة مع أن تكونها يكون أقل بكثير من حالة استخدام جرعة مكافئة من الكلور الحر. والمعلومات المتوفرة عن طبيعة هذه المركبات قليلة، باستثناء أنها أكثر عشقاً للماء ووزنها الجزيئي أكبر من هاليدات المواد العضوية التي تتكون من الكلور الحر (Jensen et al., 1985; Singer, 1993).

6.6 وضع الطرق التحليلية

1.6.6 تحليل الكلورامينات

لم يحصل تطور كبير في الطرق التحليلية للقياس الانتقائي لأحادي كلورامين وعادة ما تستخدم طرق قياس متبقي الكلور في قياس أحادي كلورامين. وفي قانون النواتج الجانبية (Gordon et al., 1992) لعملية التطهير (DBPR) والذي نشر في 16 كانون أول 1998 (C63F12C#9390)، اعتمدت ثلاث طرق للقياس الصحيح لمتبقيات الكلورامينات (الكلور المتحد). وهذه الطرق مبينة في (40CFR#141.31C) وتتضمن:-

- المعايرة الأمبيرومترية (Standard Method 4500-Cl D and ASTM Method D1253-88)
 - المعايرة باستخدام DPD ferrous (Standard Method 4500-CIF)
 - طريقة DPD اللونية (Standard Method 4500-ClG)
- وإذا ما تم اعتمادها من الولاية، فإن الأنظمة تستطيع قياس الكلورامين باستخدام عدة DPD (kit) اللونية.

1.1.6.6 المعايرة الأمبيرومترية

تستخدم المعايرة الأمبيرومترية بشكل كبير في مختبرات معالجة المياه (Gordon et al., 1992). وهذه الطريقة قادرة على التمييز بين أشكال الكلور الثلاث الأكثر شيوعاً وهي: كلور/حمض هايپوكلوروس/أيون الهيپوكلورايت وأحادي كلورامين وثنائي كلورامين، طالما أن مجموع تراكيز العينة متحدة لا تتجاوز 2 ملغم/لتر (ك Cl_2). وفي حالات التركيز الأعلى، يجب تخفيف العينات، إلا أن التمييز بين الأشكال الثلاث يبقى ممكناً (Aoki, 1989). تعتبر طريقة المعايرة الأمبيرومترية قياسية للمقارنة بين تركيز الكلور الحر والكلور المتحد. ولا تتأثر هذه الطريقة كثيراً بالعوامل المؤكسدة الشائعة ولا بتغيرات درجة الحرارة والعكارة واللون. (Standard Methods, 1995). تحتاج هذه الطريقة إلى مهارة أكثر من الطرق اللونية. ويمكن التمييز بين الكلور الحر وأحادي كلورامين وثنائي كلورامين بالتحكم بتركيز يوديد البوتاسيوم (KI) ودرجة الحموضة أثناء التحليل. وهناك عدة طرق تستعمل عادة لقياس فصائل الكلور مبنية على المعايرة الأمبيرومترية بما فيها المعايرة المباشرة أو المعايرة العكسية (Gordon, et al., 1992). ويختلف الحد الأدنى للكشف في هذه الطرق اعتماداً على الأجهزة المستخدمة ونوع عينة المياه المحللة. ويبلغ الحد الأدنى للكشف لأجهزة المعايرة الأمبيرومترية التجارية حوالي 30 مايكروغرام/لتر (C12) (Sugam, 1983). يبين الجدول (6-6) مدى القياس وصحته ودقته المتوقعتين ومهارة المشغل المطلوبة والتداخلات والوضع الحالي للطريقة الأمبيرومترية في التحليل.

الجدول 6-6: خصائص ومقارنات الطرق التحليلية لأحادي كلورامين أ

نوع الفحص	مدى القياس	الصحة المتوقعة F%	الدقة المتوقعة F%	مستوى ب المهارة المطلوبة	التداخلات	مدى pH	الفحص الميداني	الفحص المؤقت	الوضع الحالي
المعايرة الأميرومترية المباشرة	10- 0.1	غ م	0-10	2	ثنائي كلورامين، ثلاثي كلوريد النيتروجين	تعتمد على pH	نعم	نعم	ينصح بها
المعايرة الأميرومترية العكسية	10-0.1	غ م	غ م	2	ثنائي كلورامين، ثلاثي كلوريد النيتروجين	تعتمد على pH	نعم	نعم	ينصح بها
المعايرة اللونية DPD حديدوز	10-0.01	غ م	7-2	1	ثنائي كلورامين، ثلاثي كلوريد النيتروجين، فصائل مؤكسدة	تحتاج إلى منظم	لا	لا	ينصح بها فحص مخبري
اللونية DPD	10-0.01	غ م	75-5	1	ثنائي كلورامين، ثلاثي كلوريد النيتروجين، الفصائل المؤكسدة	تحتاج إلى منظم	نعم	لا	ينصح بها فحص مخبري

ملاحظات

أ : أجريت دراسات قليلة على القياس الانتقائي للكلورامينات. والقيم المسجلة تم الحصول عليها بالاستنباط من دراسات أخرى لم يكن هدفها التحليل الانتقائي للكلورامينات.
 ب: مستويات مهارة المشغل: 1- قليل 2- فني جيد 3- كيميائي مع خبرة، غ م : غير مذكورة في المراجع المشار إليها في المصدر.

2.1.6.6 الطرق اللونية

تطورت العديد من الطرق اللونية على مدى السنين لقياس الكلور الحر والمتحد في المحاليل المائية (Gordon et al., 1992). ولا يمكن أن يوصى بأي منها كطريقة قياسية. واثنان من الطرق المدرجة في (Standard Methods, 1995) هي طرق DPD. بالإضافة إلى ذلك فإن الطريقة اللونية المعدلة من قبل Whittle and Lapteff يمكن استخدامها لقياس فصائل الكلور الحر والمتحد.

والطرق اللونية DPD (المعيارية باستخدام الحديد و I والطريقة اللونية) أسهل لإيجاد تركيز الكلور الحر من المعيارية الأمبيرومترية (Standard Methods, 1995) وقد قدم في هذا المرجع طرق لقياس فصائل أحادي كلورامين وثنائي كلورامين والكلور المتحد.

بنيت طريقة LCV المعدلة من قبل Whittle and Lapteff على طريقة (Standard Methods)؛ التي توقف استخدامها؛ الحد الأقصى لتركيز الكلور الذي يمكن قياسه دون تخفيف العينة وكان مقداره 10 ملغم/لتر كلور Cl_2 (Whittle and Lapteff, 1974). انظر الجدول (6-6) لمعرفة مدى القياس والصحة والدقة المتوقعة ومهارة المشغل اللازمة والتدخلات والوضع الحالي للمقارنة بالطريقة اللونية لتحليل أحادي كلورامين.

2.6.6 تداخلات المطهرات

قد تؤثر التداخلات مع الكلور الحر على قياس أحادي كلورامين، لأن الطرق تعتمد مستوى الكلور الحر في قياس أحادي كلورامين. وهناك عدد من العوامل المؤكدة القوية التي تتداخل في قياس الكلور الحر في جميع طرق أحادي كلورامين، ومنها البروم وثنائي أكسيد الكلور واليود والبيروكسيدات والبيروكسيدات والبيروكسيدات والبيروكسيدات. إلا أن الأشكال المختزلة لهذه المركبات (مثل أيون البروميد وأيون الكلوريد وأيون اليوديد وأيون المنغنيز Mn^{II} والأكسجين) فإنها لا تتداخل. والعوامل المختزلة مثل مركبات الحديدوز وكبريتيد الهيدروجين والمركبات العضوية القابلة للأكسدة فهي أيضاً بشكل عام لا تتداخل (Standard Methods, 1995).

1.2.6.6 المعايير الأمبيرومترية

لا تتأثر المعايير الأمبيرومترية (لقياس الكلور الحر) بتركيز ثنائي كلورامين بين 0-9 ملغم/لتر Cl_2 . أما ثلاثي كلوريد النيتروجين فقد يتفاعل كمطهر حر، إذا كان موجوداً. وتقيس الطريقة الأمبيرومترية الكلورامين العضوي ككلور حر وأحادي كلورامين أو ثنائي كلورامين، اعتماداً على فعالية الكلور في العينة التي تحوي الكلورامين العضوي (Standard Methods, 1995). وقد يتداخل ثنائي كلورامين في قياس كلاً من أحادي كلورامين والكلور الحر (Marks, et al., 1951). ووجود أيون اليود قد يسبب مشكلة كبيرة إذا لم يغسل زجاج جهاز المعايرة غسلاً جيداً بين القياسات (Johnson, 1978).

لا يتداخل ثنائي أكسيد المنغنيز، الذي هو متداخل شائع في معظم الطرق التحليلية للكلور، في الطريقة الأمبيرومترية للكلور الحر (Bongers et al., 1977) ولكن بسبب تفاعله مع أيون اليوديد، الذي يضاف أثناء التحليل يتداخل ثنائي أكسيد المنغنيز في القياس الأمبيرومترية للأشكال المتحدة من الكلور مثل أحادي كلورامين (Johnson, 1978).

2.2.6.6 الطرق اللونية

يتداخل لون العينة والعكرة في جميع الطرق اللونية. وفي طرق DPD اللونية، تتداخل التراكيز المرتفعة في تحليل الكلور الحر إلا إذا أضيف الأرسينيت أو الثيوسايتاميد. إضافة إلى ذلك فإن طرق DPD معرضة للتدخل من الأشكال المؤكسدة للمنغنيز إلا إذا تم أخذها بعين الاعتبار بإجراء قياس ضابط (Standard Methods, 1995). ولا تتأثر طرق DPD بتركيز ثنائي كلورامين ما بين 0-9 ملغم/لتر Cl_2 عند قياس الكلور الحر. وقد يتفاعل ثلاثي كلوريد النيتروجين إذا وجد جزئياً ككلور حر. أما مقدار هذا التدخل في طرق DPD فهو ليس مهماً (Standard Methods, 1995). وفي طريقة LCV اللونية، ذكر (Whittle and Lapteff, 1994) أن ثنائي كلورامين لم يتداخل في قياس أحادي كلورامين.

3.6.6 رصد الكلورامين في الأنظمة التي تستخدمه

حسب قانون 40CFR#141.132، فإن على أنظمة مياه التجمعات السكنية وأنظمة المياه الدائمة والتي تستخدم الكلورامين، أن تقيس متبقيات المطهر في نفس النقاط في نظام التوزيع وفي نفس الوقت وبنفس عدد المرات (مبينة على أساس عدد السكان المخدوم)، التي تقاس فيها القولونيات الكلية، كما هو مبين في 40CFR#141.21. ويمكن لهذه الأنظمة أن تستخدم نتائج تحاليل تراكيز متبقيات المطهرات التي تجرى حسب (i)(6)(b) 141.74 للأنظمة التي لا تستخدم الترشيح أو (i)(3)(C) 141.74 للأنظمة التي تستخدم الترشيح، بدلاً من أخذ عينات منفصلة ولا يسمح بخفض الرصد في هذه الأنظمة.

يبني التوافق مع الحد الأقصى لمتبقيات المطهرات والبالغ 4 ملغم/لتر (كلور) على معدل حسابي سنوي، محسوب ربعياً للمعدلات الشهرية لجميع العينات التي تم جمعها من قبل النظام حسب (1) 141.132. وإذا تجاوز معدل المعدلات الربعية التي تغطي فترة أربعة أرباع متتالية الحد الأقصى لمتبقيات المطهرات، يعتبر النظام متجاوزاً لهذا الحد ويجب بالتالي أن يقوم بتبليغ الجمهور حسب قانون 141.32، وتبليغ الولاية حسب 141.134. وإذا كان النظام ينقل من التطهير بالكلورامين إلى التطهير بالكلور للحصول على متبقي خلال العام، فيحسب التوافق بأخذ نتائج الرصد لكل من الكلور والكلورامين.

7.6 الاعتبارات التشغيلية

الهدف من هذا الجزء هو بحث الاعتبارات التشغيلية عند استخدام الكلورامينات في تنقية مياه الشرب، وستبحث كل من المواضيع التالية أدناه: التحويل إلى إضافة الكلورامينات من الكلور والتأثيرات التشغيلية المحتملة من التطهير بالكلورامينات والاعتبارات الخاصة لمعدات إضافة الكلورامينات. ولمزيد من التفاصيل عن التطهير بالكلورامين، يستطيع القارئ الرجوع إلى Kirmeyer et al., 1997 "Optimizing Chloramine Treatment" By:

1.7.6 التحويل من الكلورة إلى الكلورامينات

1.1.7.6 التخطيط

يعتبر التخطيط للمشروع والتحضير له ضروريان للتأكد من التحويل الفعّال وللمحافظة على نظام آمن ومعتمد وللمحافظة على ثقة الجمهور في مزودي المياه (Skadsen, 1993). ويجب أن يأخذ التخطيط والتحضير الأمور التالية بعين الاعتبار:-

- تكوين المياه الخام وملائمتها لإضافة الكلورامينات.
- محطة التنقية ونظام التوزيع وتوابعه ونظام الرصد.
- تدريب العاملين.
- التأثيرات البيئية الناتجة عن الماء المعالج بالكلورامينات.

2.1.7.6 التحليل الأولي

يجب إجراء دراسة مخبرية لمعرفة خصائص الماء الخام وملاءمته لإضافة الكلورامينات. وقد وصف (White, 1992)، بعض أهداف الدراسة والمتغيرات التي يجب أخذها بعين الاعتبار. فوقت التفاعل اللازم لتكوين متبقيات كلورامين حرة يختلف لكل مصدر مياه لأن سرعة التفاعل بين الكلور ونيتروجين الأمونيا تعتمد على درجة حرارة الماء ودرجة حموضته. كما أن سرعة التفاعل تعتمد أيضاً على تراكيز الكلور ونيتروجين الأمونيا. ولضبط سرعة التفاعل بين الكلور والأمونيا بصورة جيدة، يجب أن تستعمل الدراسة نسب مختلفة من الكلور:نيتروجين الأمونيا، وجرعات تغذية أمونيا مختلفة ومدة تلامس مختلفة.

تعتمد كمية الأمونيا اللازمة للتطهير بمتبقي كلورامين على العوامل التالية (Dennis et al., 1991):-

- النيتروجين العضوي في الماء.
- متبقي الأمونيا المرغوب به في نظام التوزيع.
- نوع متبقي الكلورامين والتركيز اللازم في نظام التوزيع.

وإذا كان الماء غير المعالج يحتوي على النيتروجين العضوي، فيجب حساب كمية الأمونيا الإضافية اللازمة بطرح كمية الأمونيا الموجودة في الماء غير المعالج من الجرعة المطلوبة. كذلك يجب أن تأخذ الجرعة بعين الاعتبار كمية الأمونيا المتبقية المرغوب بها في نظام التوزيع. وللتطهير بالمتبقي، يلزم تقريباً 1-2 ملغم/لتر أمونيا (Dennis et al., 1991)

يجب تحضير منحني نقطة الانكسار لكل نوع من المياه لتقدير نوع متبقي الكلورامين اللازم. ويفضل استخدام متبقيات أحادي كلورامين لمعظم أنظمة تزويد المياه. وقد تتسبب متبقيات ثنائي كلورامين وثلاثي كلوريد النيتروجين بمشاكل طعم ورائحة إذا زاد تركيزها عن 0.8 ملغم/لتر أو 0.2 ملغم/لتر على التوالي. ويتكون أحادي كلورامين بشكل أساسي عندما تكون النسبة النظرية لجرعة الكلور إلى الأمونيا أقل من 5 إلى 1 (نسبة وزنية) ودرجة الحموضة أعلى من 7

(Dennis et al., 1991). ويتغير تركيز متبقي الكلورامين الذي يخرج من محطة التنقية حسب حجم نظام التوزيع وحاجة النظام للكلورامين. ومتبقيات الكلورامين المعتادة تتراوح بين 1-4 ملغم/لتر (Dennis et al., 1991).

3.1.7.6 دائرة مياه العاصمة في جنوب كاليفورنيا (MWDSC)

قامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا بالتغيير من التطهير بالكlor الحر إلى الكلورامين في عام 1985 لمساعدة 27 عضواً من وكالاتها للتوافق مع تشريعات وكالة حماية البيئة الأمريكية المتعلقة بثلاثي هالوجينوميثانات الكلوية. وتخدم هذه المحطة 15 مليون شخص وتشغل خمسة محطات تنقية بسعة إجمالية مساوية لـ 1670 مليون جالون في اليوم. وتتخذ المياه الخام من مصدرين: نهر كولورادو والمشروع المائي لولاية كاليفورنيا. وقبل التغيير، قامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا MWDSC بإجراء دراسات مكثفة على التطهير بالكلورامينات من الناحية الكيميائية والميكروبيولوجية والهندسية. وللتحضير لهذا التغيير قامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا MWDSC بتنسيق الجهود بين محطات التنقية وخزانات نظام التوزيع والعاملين في المختبرات والإدارة. وقد تم تقديم طلب رسمي لدائرة الخدمات الصحية في ولاية كاليفورنيا للحصول على موافقة لاستعمال الكلورامينات كمطهرات. بعدها تم عقد سلسلة من حلقات العمل المتعلقة بالأمور الكيميائية والهندسية والميكروبيولوجية للتطهير بالكلورامين.

كما قامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا MWDSC بتحضير دليل عن طريقة استخدام الكلورامين وشكل الأمونيا الذي تم اختياره. وفي هذا الدليل توجد معلومات عن معدات التغذية ومواصفات المشروع ومخططات الأنابيب والتحليل الأولي وأمر الصيانة والسلامة.

كان ضرورياً إبلاغ قطاعات من الجمهور التي يمكن أن تتأثر باستخدام الكلورامين. وقد قامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا MWDSC بإعلام المستهلكين عن عملية التغيير وأعلمتهم عن الخيارات الواردة لتجنب التفاعلات الضارة، وذلك بعمل برنامج توضيحي مكثف شمل الولاية ودوائر الصحة في الولاية والمجموعات ذات العلاقة والاهتمام ووسائل الاعلام.

2.7.6 التأثيرات المحتملة للتطهير بالكلورامين على الامور التشغيلية

1.2.7.6 التنقية المسبقة

تحفز الأمونيا الفائضة عن حاجة الكلور إلى نمو جراثيم النترية في المرشحات (مرشحات الرمل السريعة) (White, 1992). وتعمل الأمونيا الفائضة كمغذٍ لنمو جراثيم النترية، والتي تحول الأمونيا الفائضة إلى نيتريت ونيتريت. وقد سببت المستويات المرتفعة للنترات في الماء إلى مرض خطير وأحياناً تسبب الموت للأطفال الرضع الذين عمرهم أقل من ستة أشهر. وتتضمن الأعراض ضيق في التنفس وازرقاق في الجلد (40CFR141.321(e)(20). ويجب معرفة كمية الأمونيا الموجودة في الماء الخام قبل وضع تصميم لوحدة إضافة الكلورامينات. وبذلك يمكن أن تبنى جرعة الأمونيا اللازمة على أساس مستويات الأمونيا الموجودة طبيعياً في الماء.

كذلك يجب المحافظة على تركيز متبقي من الكلورامين في الماء الخارج من المرشحات. وقد وجد أن التركيز بين 0.5-1 ملغم/لتر ملائم كتركيز متبقي.

2.2.7.6 النترية

تحصل النترية في المياه التنقية بالكلورامين بشكل جزئي. وتحدث النترية الجزئية عندما توجد الأمونيا بكمية فائضة في أنظمة الماء المعالج بالكلورامين (Skadsen, 1993) ويمكن أن يكون للنترية الجزئية آثار سلبية على جودة المياه منها فقدان متبقيات الكلور الكلي والأمونيا وزيادة في تركيز أعداد الجراثيم الهوائية. وتشجع الأمونيا الفائضة نمو جراثيم النترية التي تحول الأمونيا إلى نيتريت. وينتج كخطوة وسيطة في هذا التحويل، كمية صغيرة من النيتريت. وقد وجدت الأبحاث أن الحاجة للكلور بفعل 1 ملغم/لتر نيتريت تبلغ 5 ملغم/لتر (Cowman and Singer, 1994)، حيث تقوم النيتريت باختزال الكلور الحر، وتسرع في تفكك الكلورامينات، ويمكن أن تتداخل أيضاً في قياس الكلور الحر (Skadsen, 1993). وقد وجد (Valentine, 1998) أن تفكك الكلورامينات يزداد (ثابت سرعة التفاعل من الدرجة الثانية يزداد من 0.07 إلى 0.106) بوجود 0.5 ملغم/لتر من النيتريت. وإذا سمح للنترية بالاستمرار، فقد يؤدي ذلك إلى تراكيز متبقيات كلور منخفضة جداً (قد تصل إلى الصفر). وفقدان الكلور المتبقي يسمح بزيادة العدد الكلي للجراثيم الهوائية ومن الممكن أن يؤدي إلى زيادة في جراثيم القولونيات الكلوية وقد يعطي نتيجة إيجابية لها.

ويمكن الحصول على معلومات إضافية عن النترية في (Cowman and Singer, 1994)

“Nitrification Occurrence and Control in Chloraminated Water Systems”

العوامل:

هنالك عدد من العوامل التي تؤثر على عملية النترية. وهذه العوامل تتضمن نسبة كلور/أمونيا منخفضة ومدة استبقاء طويلة ودرجات الحرارة المرتفعة (Cowman and Singer, 1994). ومع أن بعض الأبحاث أشارت إلى

أن الجرعات المنخفضة من أحادي كلورامين قد تؤدي إلى النتريته، فقد أظهرت أبحاث أخرى أن النتريته تحدث على تراكيز أحادي كلورامين أكبر من 5 ملغم/لتر (Cowman and Singer, 1994) وجراثيم النتريته أكثر مقاومة للتطهير بالكلورامين من مقاومتها للتطهير بالكلور (Cowman and Singer, 1994). والظروف المثالية للنتريته تكون في نظام مياه يحتوي على الأمونيا الحرة وعلى درجة حموضة 7.5 – 8.5 ودرجة حرارة 25-30 °م وبيئة معتمة. ونمو جراثيم النتريته بطيء، وقد وجدت بأعداد أكبر في ترسبات أنظمة التوزيع من أعدادها في الطبقة اللزجة (Cowman and Singer, 1994).

إذا كانت خزانات المياه في نظام التوزيع مغطاة، تحدث نتريته جزئية (White, 1992). وقد حدثت النتريته في خزانين مغلقين في دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) Garvey and Orange Country Reservoirs بعد التحويل من كلور إلى كلورامين. وبعد مرور 10 أسابيع تقريباً على التحويل من كلور إلى كلورامين، بدأت جودة المياه بالتدهور. وقد عمد نظام المياه في MWDSC إلى زيادة الكلور الحر المضاف على الماء المتدفق من المحطة للمحافظة على متبقي 1.5 ملغم/لتر أحادي كلورامين في الماء الخارج من السد وقد رفعت نسبة الكلور إلى الأمونيا من 1:3 إلى 1:4 لإنقاص كمية الأمونيا الفائضة في الماء. وهذه التغييرات كانت أكثر فعالية من برامج شطف نظام التوزيع، والتي كانت تساعد فقط لفترة قصيرة.

إجراءات الحد من النتريته:

تشكل النتريته مشكلة قد تحدث في المحطات التي تستخدم أحادي كلورامين (Cowman and Singer, 1994) كمطهر. لذلك يجب أن يتم تقييم وضبط النتريته بعناية. ويمكن التحكم بالنتريته برصد مواقع استراتيجية في نظام التوزيع لإيجاد متبقيات أحادي كلورامين وثنائي كلورامين (White, 1992) يزداد ثبات متبقي الكلورامين الحر في نظام التوزيع عند ازدياد الحد من التلوث الميكروبي ونقصان تركيز الجراثيم في الماء الخام إلى مستويات مقبولة. وبعض الأساليب المستخدمة لمنع والحد من النتريته في نظام التوزيع تتضمن (Cowman and Singer, 1994):

- إنقاص مدة الاستبقاء.
- رفع درجة الحموضة.
- خفض درجة الحرارة.
- إنقاص تراكيز الكربون العضوي الكلي.
- زيادة متبقي الكلورامينات.
- زيادة نسبة الكلور إلى الأمونيا.
- إنقاص تركيز فائض الأمونيا.

وبالنسبة لنظام التوزيع، فيجب تصميمه للحد من (Skadsen, 1993) الأجزاء ذات الجريان المنخفض أو نهايات الخطوط. كما يجب خفض مدة الاستبقاء في النظام أثناء التشغيل. أما بالنسبة للخزانات، التي لها فتحة داخلية وخارجية واحدة، فيجب رصدها وتشغيلها بعناية (Skadsen, 1993).

شددت دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) على أهمية تطوير استراتيجية لإجراءات ضبط عملية النتريته. وبشكل خاص يجب وضع برنامج رصد مستفيض لتحذير العاملين باتخاذ الإجراءات للحد من النتريته عند اللزوم. وللحد من النتريته، قام نظام المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) بتطوير استراتيجية لضبط هذه العملية بإيجاد تركيز النيترايت في الخزانات ونظام التوزيع (Skadsen, 1993). وقامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا (MWDSC) بخفض مدة الاستبقاء في الخزانات وفي نظام التوزيع، خاصة في الجو الحار، مما ساعد في المحافظة على تراكيز منخفضة من النيترايت. وقد تم تعديل عملية إضافة الكلورامين بإضافة كمية أكبر من الكلور عند مدخل الخزان وزيادة نسبة الكلور إلى الأمونيا من 1:3 إلى 1:5 عند مخرج المحطة. وتم الحصول على النسبة الأولى (1:3) عندما كان تركيز متبقي أحادي كلورامين 1.5 ملغم/لتر وتركيز فائض الأمونيا 0.2 ملغم/لتر وعند هذه التراكيز، يصبح لدى الوكالات التي تستقبل هذه المياه مرونة في خلط الماء المعالج بالكلورامين مع ماء مكثور أو إضافة كمية كلور إضافية عند تلك الأجزاء من النظام التي تكون مدة الاستبقاء فيها طويلة. وعند زيادة النسبة إلى 1:5 تم الحد من مشكلة النتريته بإنقاص كمية الأمونيا في نظام التوزيع. وعند التشغيل على نسبة 1:5 يجب تكثيف عملية الرصد، لأن الجرعة الزائدة من الكلور يمكن أن تنقص من متبقي الكلورامين.

تم إجراء مسوحات على مستخدمي الكلورامين في الولايات المتحدة عام 1991. وقد أظهرت هذه المسوحات أن نسبة الكلور إلى الأمونيا تراوحت بين 1:3 إلى 1:7 (Dennis et al., 1991) وقد تراوح متبقي الكلورامين بين 0.8-3 ملغم/لتر (Dennis et al., 1991). ويبين الجدول (6-7) نتائج هذه المسوحات.

الجدول 6-7: مسح عن مستخدمي الكلورامين في الولايات المتحدة

الوكالة	سعة التنقية	نوع الأمونيا	نسبة كلور:نيتروجين الأمونيا	متبقى كلورامين	نقطة حقن	استراتيجية ضبط النتريته
مدينة دالاس/تكساس	730 مليون جالون في اليوم 3 محطات	لا مائي	1:5	2.1 – 2.3	قبل الترشيح، بعد الترشيح	لا يوجد
مدينة دنفر/ دنفر	600 مليون جالون في اليوم 3 محطات	مائي 30%	1:3	1.0– 0.8	بعد الترشيح، قبل الكلورة	لا يوجد
إنديانا بولس /إنديانا	176 مليون جالون في اليوم 4 محطات	لا مائي	1:3 متغير	2.0– 1.5	بعد الترشيح	تزيد النسبة في الصيف
ميامي -داد/ فلوريد	300 مليون جالون في اليوم 3 محطات	لا مائي	1:5	3.0– 2.7	10 قدم بعد نقطة خلط الكلور السريع	أسبوعين كلور حر في تشرين ثاني
مدينة ميلوكي	305 مليون جالون في اليوم 3 محطات	لا مائي	1:5	0.9 -0.8	بعد الترشيح	لا يوجد
مدينة فيلادلفيا	530 مليون جالون في اليوم 3 محطات	مائي 30%	1:3	2.0	بعد الترشيح	لا يوجد
مدينة بورتلاند	225 مليون جالون في اليوم	لا مائي	1:7	1.8	70 قدماً بعد إضافة الكلور	لا يوجد
أورليانز	300 مليون جالون في اليوم 3 محطات	لا مائي	1:3	2.5 – 2.0	قبل الترشيح	لا يوجد
سانت لويس	360 مليون جالون في اليوم 4 محطات	مائي 30%	1:4	2.5	متزامن مع الكلور عند الخلط السريع قبل الترشيح	لا يوجد

سجلت الوكالات التي تم مسحها نتائج ممتازة باستخدام الكلورامين كمطهر ثانوي (Dennis et al., 1991). وتقوم وكالة حماية البيئة الأمريكية الآن بجمع وتقييم المعلومات المتعلقة باستخدام الكلورامين في الولايات المتحدة كجزء من قانون جمع المعلومات (Information Collection Rule (ICR)، ولكن حتى تصبح هذه البيانات متوافرة، فإن مسوحات عام 1991 تبقى هي أحدث المسوحات الوطنية على استخدام الكلورامين.

يقوم نظام المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) في كل عام بإضافة الكلور قبل نقطة الانكسار للسماح بمتبقي كلور حر لمدة 30 يوماً. والمواقع الإضافية للكلورة على نقاط الانكسار هي في خزانات نظام التوزيع وعند التقاطعات.

يؤكد الكلور الزائد أي نيترايت متواجدة في الماء إضافة إلى جراثيم النتريته. كما أنه يزيل الأمونيا الفائضة من نظام التوزيع. وتنصح دائرة المياه في كاليفورنيا الجنوبية (MWDSC) أنظمة المياه الكبيرة بالمحافظة على محطات كلورة خلال نظام التوزيع. ويمكن استخدام الكلوريات الثابتة أو المتحركة. والكلوريات المتحركة مثبتة على جرار وبها مبخر ومكثف ومولد ومضخة تعزيز لنقل الماء وحاقنات كلور. وهي مصممة لشطف الكلور السائل مباشرة من اسطوانات الكلور (17 طن) وحقن محلول الكلور في نظام التوزيع أو الخزان. ولأن جراثيم النتريته توجد بأعداد أكبر في ترسبات نظام التوزيع منها في الطبقة اللزجة، فإن إزالة الرواسب من النظام يساعد في الحد من النتريته. ويلزم إضافة المطهر (كلور حر أو متحد) لإزالة النتريته.

حول النظام في شركة المياه الأمريكية في إنديانا Indiana American Water Company مؤقتاً إلى الكلور الحر لعمل الشطف حسب الجدول المعد (Lyn et al., 1995) وعلى المحطات أن تقيم برامج الشطف لتجنب شكاوى المستهلكين باستخدام تقنيات شطف ملائمة.

3.2.7.6 الطعم والرائحة

إذا كانت نسبة الكلور إلى الأمونيا بين 1:3 و 1:5.5، فيجب تقييم الطعم والرائحة غير المقبولة عند صنبور المستهلك (White, 1992). فالطعم والرائحة السميكية (مثلاً من مصادر المياه وماء الغسل الراجع من نظام التنقية) يمكن الحد منها باستخدام متبقي كلور حر تركيزه 2 ملغم/لتر مع مدة تلامس لمدة ساعة واحدة قبل إضافة الأمونيا (Dennis et al., 1991). والكلورة المسبقة تزيل الطعم والرائحة السميكية ولكنها قد تزيد من تراكيز ثلاثي هالوجينو ميثان في الماء الخارج من المحطة.

3.7.6 اعتبارات خاصة لوحدات إضافة الكلورامين

1.3.7.6 مرشحات الكربون الحبيبي المنشط GAC مع اضافة الأمونيا

تبلغ سعة محطة معالجة المياه في أن آر بور في ميتشغان 50 مليون جالون في اليوم. وتزيل هذه المحطة عسر المياه باستخدام الجير. ومصدر المياه لها هو (Huron River) (80-90%) والباقي مياه جوفية (10-20%). وعند استخدام الكلورامين على مياه النهر، يحقن الكلور في خط الماء الخام مباشرة قبل إضافة الأمونيا. ومعدل تركيز الكلور الكلي المغذي يبلغ 3.3 ملغم/لتر، عندما تكون معدل حاجة مياه النهر للكلور تساوي 2.0 ملغم/لتر. وقد تم الحصول على إثبات للتنترتة مباشرة بعد التغيير في التنقية من الكربون الحبيبي المنشط. وقبل هذا التغيير، استخدمت محطة التنقية بنجاح أحادي كلورامين كمطهر أولي ونهائي. ولم يكن هناك إثبات لحدوث التنترتة.

استقبل مرشح الكربون الحبيبي المنشط 3 ملغم/لتر أمونيا تقريباً، وهذه الكمية من الأمونيا شكلت مصدراً غذائياً سمح لجراثيم التنترتة بالتواجد والتكاثر. وقد لوحظ أن حبيبات الكربون الحبيبي المنشط تحمي جراثيم التنترتة. كما حدثت التنترتة في طبقات الكربون الحبيبي المنشط، وقد لوحظ ارتفاع في مستويات جراثيم التنترتة في أجزاء المرشح الأخرى مقارنة مع الماء الخام. كما أظهر الماء الخارج من مرشحات الكربون الحبيبي المنشط ذروات موسمية للجراثيم الهوائية (HPC) ابتداءً من أيار إلى تموز، ونسبة موجبة من القولونيات من تموز إلى آب. وهذه الذروات الموسمية غالباً ما أن تكون لها علاقة بدرجة الحرارة. وخلال فترة التنترتة، فإن تركيز الجراثيم الهوائية (HPC) في الماء الخارج من مرشحات الكربون الحبيبي المنشط بدأ بالتناقص التدريجي بينما ازدادت أعداد هذه الجراثيم في نظام التوزيع.

2.3.7.6 النيتروجين العضوي

يمكن أن يتداخل النيتروجين العضوي ونيتروجين الأمونيا على تراكيز منخفضة تصل إلى 0.3 ملغم/لتر بعملية إضافة الكلورامين. إذ تنميه متبقيات أحادي كلورامين مع النيتروجين العضوي لتكون الكلورامينات العضوية التي ليس لها تأثير مبيد للجراثيم. ويحدث هذا التفاعل خلال 30 إلى 40 دقيقة وبعد اختفاء متبقيات أحادي كلورامين يعود ظهور نيتروجين الأمونيا وجوده يحفز عدم الثبات البيولوجي في ذلك الجزء من نظام التوزيع. ويؤدي عدم الثبات البيولوجي إلى طعم ورائحة كريهة إضافة إلى ماء قدر وملون عند صنبور المستهلك (White, 1992).

يمكن استخدام متبقي الكلور الحر أو متبقي الكلورامين لتنظيف المنطقة التي لا يوجد فيها ثبات بيولوجي، واستخدام متبقي الكلور الحر أكثر تفوقاً في التخلص من هذه الظاهرة من متبقي الكلورامين (White, 1992). وتحافظ متبقيات الكلور الحر على ثبات نظام التوزيع بسرعة أعلى (بضعة أيام للكلور الحر مقابل أسابيع للكلورامينات)، ويمكن رصد عملية التنظيف التي تعتبر تامة عندما يصل تركيز متبقي الكلور الحر إلى 85% من تركيز الكلور الحر.

وبناءً على الخبرة في التحويل إلى استخدام الكلورامين، ينصح نظام المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) أن تقوم أنظمة التنقية التي تستخدم الكلورامين للتطهير برصد مستويات النيتروجين العضوي الكلي. وعندما تكون هذه المستويات مرتفعة، يتوقع أن يكون جزء الأحماض الأمينية أيضاً مرتفع. وهذا يقلل من فعالية التطهير بالكلورامين إذا لم يتم الكشف عن مستويات مرتفعة من النيتروجين العضوي.

3.3.7.6 الخلط

يؤثر الخلط عند نقطة إضافة الكلورامين على فعاليته كمبيد للجراثيم بصورة كبيرة. وعندما تكون درجة حموضة الماء بين 7-8.5، فإن التفاعل بين الأمونيا والكلور يحدث لحظياً من ناحية عملية. أما إذا خلط الكلور ببطء في الماء الذي أضيفت له الأمونيا، فإن المواد العضوية وخاصة المواد القابلة للقصر بمحلول الكلور، قد تتفاعل مع الكلور وتتداخل بتكوين الكلورامين (White, 1992).

4.3.7.6 خلط المياه

عندما تخطط المياه المكورة مع المياه المحتوية على الكلورامين، فإن الكلورامين المتبقي سيقبل بعد أن تتحد الأمونيا الفائضة ويتحول كلورامين إلى ثنائي كلورامين وثلاثي كلوريد النيتروجين. ويمكن أن تختفي كل كمية المتبقي. لذلك فإنه من الضروري معرفة كمية الماء المكور التي يمكن خلطها مع مجرى مائي معين يحتوي الكلورامين دون أن تتأثر كمية متبقي الكلورامين. ويجب توفير منحنيات لخلط المتبقيات لكل نوع من أنواع الخليط.

5.3.7.6 التآكل

يمكن أن تحد إضافة الكلورامين وضبط التآكل من تكون طبقة الجراثيم اللزجة في نظام التوزيع. وإذا لم يتم تعظيم ضبط تآكل أنابيب الحديد، فإن فعالية الكلورامين ستتأثر، ويمكن بإضافة مثبطات التآكل التي تحتوي تراكيز عالية من الفوسفات إنقاص معدلات التآكل (Lyn et al., 1995).

6.3.7.6 تكون ثلاثي كلوريد النيتروجين

إذا كان هناك ميل للماء في نظام التوزيع لتكوين ثلاثي كلوريد النيتروجين، فيمكن إزالته بتهوية الماء الجاهز. كذلك يمكن أن يحطم ثلاثي كلوريد النيتروجين بأشعة الشمس (White, 1992).

7.3.7.6 صحة الإنسان والبيئة

إن أكثر الناس تأثراً باستخدام الكلورامين هم مستخدموا أجهزة غسيل الكلى. إذ يمكن أن يتسبب الكلورامين بتكون الميتهموغلوبين في الدم ويؤثر سلباً على صحة مرضى الكلى إذا لم تتم إزالة الكلورامين من ماء الديليزة. ويمكن أن يكون الكلورامين قاتلاً للأسماك. إذ يمكن أن تؤثر المتبقيات على أنسجة الخياشيم وتدخل في خلايا الدم الحمراء وتسبب خللاً مؤقتاً في الدم. لذا يجب إزالة متبقيات الكلورامين من الماء قبل أن يتلامس مع الأسماك. كما يجب إعلام هواة الأسماك وأصحاب محلات الحيوانات الأليفة ومحلات مستلزمات أحواض الأسماك عن مخاطر الكلورامين في الماء.

8.6 ملخص

1.8.6 مزايا وسلبيات استخدام الكلورامين

تلقى القائمة التالية الضوء على بعض مزايا وسلبيات استخدام الكلورامينات كطريقة لتطهير المياه (Masschelein, 1992). وبسبب التغيرات الكبيرة في حجم النظام وجودة المياه والجرعات المستخدمة، فإن بعض هذه المزايا والسلبيات قد لا تنطبق على نظام معين.

المزايا:

- فعالية الكلورامينات مع المواد العضوية لتكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير أقل من فعالية الكلور.
- متبقي الكلورامين أكثر ثباتاً ويدوم لفترة أطول من الكلور أو ثاني أكسيد الكلور، وبذلك يوفر حماية أفضل من معاودة النمو البكتيري في أنظمة المياه ذات الخزانات الكبيرة والخطوط الرئيسية ذات النهايات المغلقة. إلا أن الأمونيا الفائضة في الشبكة قد تؤدي إلى تكون الطبقة اللزجة.
- لأن الكلورامينات لا تتفاعل مع المواد العضوية، فلن تعاني الأنظمة من مشاكل الطعم والرائحة عند استخدام الكلورامينات.
- الكلورامينات منخفضة الثمن.
- الكلورامينات سهلة التحضير.

السلبيات:

- خصائص الكلورامينات التطهيرية أضعف من بقية المطهرات، مثل الكلور والاوزون وثاني أكسيد الكلور.
- لا يستطيع الكلورامين أكسدة الحديد والمنغنيز والكبريتيد.
- عند استعمال الكلورامين كمطهر ثانوي، يمكن أن يكون ضرورياً التحول الدوري للكلور للحد من تكون الطبقة اللزجة في نظام تزويد المياه.
- قد تؤدي الأمونيا الفائضة في نظام التوزيع إلى مشاكل النترة، خاصة في النهايات المغلقة والمواقع ذات التركيز المنخفض لمتبقيات المطهرات.
- الكلورامينات أقل فعالية في التطهير على درجة حموضة مرتفعة منها على درجة حموضة منخفضة.
- يجب أن تحضر الكلورامينات في الموقع.

2.8.6 جدول تلخيصي

يلخص الجدول (6-8) الاعتبارات الخاصة باستخدام الكلورامين.

الجدول 6-8: ملخص عن التطهير بالكلورامين

الوصف	الاعتبارات
تولد الكلورامينات بالإضافة المتتابعة للكلور (حمض الهيبوكلوروس) والأمونيا بنسبة Cl_2 إلى NH_3 تتراوح بين 1:3 إلى 1:5 ويمكن أن يضاف الكلور أو الأمونيا أولاً. ويضاف في العادة الكلور أولاً للعمل كمطهر أولي وبعد 10-30 دقيقة، تضاف الأمونيا لمنع تكون المزيد من النواتج الجانبية لعملية التطهير.	التوليد
يستعمل الكلورامين بشكل أساسي كمطهر ثانوي لتوفير متبقي في نظام التوزيع. ويستعمل عندما تكون مستويات احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير DBPFP عالية في مياه التنقية مما يؤدي إلى مستويات مرتفعة من النواتج الجانبية لعملية التطهير في نظام التوزيع إذا ما استخدم الكلور الحر كمطهر ثانوي، وقد وجد أن أحادي كلورامين أكثر فعالية في الحد من تكون الطبقة اللزجة وجراثيم القولون من الكلور في الأنظمة التي تكون مدة الاستبقاء فيها طويلة بسبب معدل التفكك البطيء للكلورامين. وقابلية الموندكلورامين للتفاعل مع المواد العضوية الموجودة في الماء منخفضة مما يؤدي إلى تكون كميات أقل من المركبات المسببة للطعم والرائحة.	الاستعمالات الأساسية
على درجة حموضة 7 أو أقل، يكون الكلور الحر أكثر فعالية بـ 200، 700، 50، 2.1 مرة من الكلورامين في تثبيط الجراثيم والفيروسات والأبواغ والحويصلات على التوالي.	فعالية التثبيط
يخفف أحادي كلورامين تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بمقدار كبير، ولكنه لا يمنع تكون بعضها.	تكون النواتج الجانبية
يستعمل الكلورامين بازدياد مستمر كمطهر ثانوي لتوفير متبقي في أنظمة التوزيع بسبب انخفاض سرعة تفككه مقارنة مع الكلور، وقابليته الأقل لتكوين نواتج جانبية لعملية التطهير. ويجب الاحتراز عند استعمال أحادي كلورامين في أنظمة التوزيع التي تستخدم متبقي كلور. فالنسب المرتفعة لـ Cl_2 إلى N يمكن أن تتواجد حيث تتحد المتبقيات المختلفة لتكون ثنائي كلورامين وثلاثي كلوريد النيتروجين المسببة للطعم والرائحة. ويمكن في بعض الأحيان أن يزال المتبقي نهائياً قبل تفاعل نقطة الانكسار.	المحددات
يولد أحادي كلورامين في محطة التنقية بإضافة الأمونيا إلى الماء المكور. وتضاف الأمونيا عادة قبل الضخ في نظام التوزيع. وفي بعض الأحيان تضاف الأمونيا قبل المرحلة النهائية (Clear well) للحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير إلى أقل مستوى.	نقطة الاستخدام
يمكن أن تحدث النتريته والنمو البكتيري إذا كانت نسبة Cl_2 إلى N منخفضة جداً وكانت الظروف ملائمة لنمو جراثيم النتريته. وقد وجد أن متبقي 2 ملغم/لتر من أحادي كلورامين فعال للحد من النتريته في معظم الأنظمة.	اعتبارات خاصة

9.6 المراجع

1. Aoki, T. 1989. "Continuous Flow Method For Simultaneous Determination Of Monochloramine, Dichloramine, and Free Chlorine: Application To A Water Purification Plant." Environ. Sci. Technol. 23:46-50.
2. AWWA (American Water Works Association). 1991. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Works Systems Using Surface Water Sources.
3. AWWA and ASCE (American Society of Civil Engineers). 1990. Water Treatment Plant Design, second edition. McGraw-Hill, Inc. New York, NY.
4. Bongers, L.H., T.P. O'Connor, and D.T. Burton. 1977. "Bromine Chloride-An Alternative To Chlorine For Fouling Control in Condenser Cooling Systems." EPA 600/7-77-053, Washington, D.C.
5. Cameron, G.N., J.M. Symons, S.R. Spencer, and J.Y. Ma. 1989a. "Minimizing THM Formation During Control of the Asiatic Clam: A Comparison of Biocides." J. AWWA. 81(10):53-62.
6. Cameron, G.N., J.M. Symons, D. Bushek, and R. Kulkarni. 1989b. "Effect of Temperature and pH on the Toxicity of Monochloramine to the Asiatic Clam." J. AWWA. 81(10):63-71.
7. Chang, S.L. 1944. "Studies on Entamoeba histolytica 3. Destruction of Cysts of Entamoeba histolytica by Hypochlorite Solution, Chloramines in Tap Water and Gaseous Chlorine in Tap Water of Varying Degrees of Pollution." War Med. 5:46.
8. Chang, S.L. and G.M. Fair. 1941. "Viability and Destruction of the Cysts of Entamoeba histolytica." J. AWWA. 33(10):1705.
9. Cowman, G.A., and P.C. Singer. 1994. "Effect of Bromide Ion on Haloacetic Acid Speciation Resulting from Chlorination and Chloramination of Humic Extracts." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, New York, NY.
10. Dennis, J.P., D.C. Rauscher, and D.A. Foust. 1991. "Practical Aspects of Implementing Chloramines." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Philadelphia, PA.
11. Dorn, J. M. 1974. A Comparative Study of Disinfection on Viruses and Bacteria by Monochloramine. Master's thesis, Univ. Cincinnati, Ohio.
12. Esposito, M.P. 1974. The Inactivation of Viruses in Water by Dichloramine. Master's thesis, Univ. Cincinnati, Ohio.
13. Feng, T.H. 1966. "Behavior of Organic Chloramines." J. Water Pollution Control Fed. 38(4):614.
14. Fujioka, R.S., K.M. Tenno, and P.C. Loh. 1983. "Mechanism of Chloramine Inactivation of Poliovirus: A Concern for Regulators." Water Chlorination: Environmental Impacts and Health Affects, Vol. 4, R.L. Jolley, et al. (editor). Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.

15. Gordon, G., W.J. Cooper, R.G. Rice, and G.E. Pacey. 1992. *Disinfectant Residual Measurement Methods*. Second Edition, AWWARF and AWWA.
16. Haas, C. N. and R.S. Engelbrecht. 1980. "Chlorine Dynamics During Inactivation of Coliforms, Acid-Fast Bacteria and Yeasts." *Water Res.* 14:1744.
17. Hazen and Sawyer. 1992. *Disinfection Alternatives For Safe Drinking Water*. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
18. Hoff, J.C. and E.E. Geldreich. 1981. "Comparison of the Biocidal Efficiency of Alternative Disinfectants." *J. AWWA*. 73(1):40.
19. Isaac, R.A. and J.C. Morris. 1980. "Rates of Transfer of Active Chlorine Between Nitrogenous Substances." *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*, Vol. 3. R.L. Jolley (editor). Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.
20. Jacangelo, J.G., Olivieri, V.P., and Kawata, K., 1987. "Mechanism of Inactivation of Microorganisms by Combined Chlorine." AWWA Research Foundation, Denver, CO.
21. Jacangelo, J.G., N.L. Patania, K.M. Reagan, E.M. Aieta, S.W. Krasner, and M.J. McGuire. 1989. "Impact of Ozonation on the Formation and Control of Disinfection Byproducts in Drinking Water." *J. AWWA*. 81(8):74.
22. Jensen, J., J. Johnson, J. St. Aubin, R. Christman. 1985. "Effect of Monochloramine on Isolated Fulvic Acid." *Org. Geochem.* 8(1):71.
23. Johnson, J.D. 1978. "Measurement and Persistence of Chlorine Residuals." *Natural Waters*. In *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*. R.L. Jolley (editor). Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI. 1:37-63.
24. Kabler, P.W., et al. 1960. "Viricidal Efficiency of Disinfectants in Water." *Public Health Repts.* 76(7):565.
25. Kelley, S.M. and W.W. Sanderson. 1958. "The Affect of Chlorine in Water on Enteric Viruses." *Amer. Jour. Publ. Health.* 48:1323.
26. Kelley, S.M. and W.W. Sanderson. 1960. "The Effect of Chlorine in Water on Enteric Viruses 2, The Effect of Combined Chlorine on Poliomyelitis and Coxsackie Viruses." *Amer. Jour. Publ. Health.* 50(1):14.
27. Kirmeyer, G., et al. 1993. *Optimizing Chloramine Treatment*. AWWARF.
28. Kirmeyer, G., et al. 1995. *Nitrification Occurrence and Control in Chloraminated Water Systems*. AWWARF.
29. Krasner, S.W., M.J. McGuire, and J.J. Jacangelo. 1989. "The Occurrence of Disinfection Byproducts in U.S. Drinking Water." *J. AWWA*. 81(8):41.
30. Lyn, T.L., S.R. Lavinder, and R. Hungate. 1995. "Design Considerations for Ammoniation Facilities." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Anaheim, CA.
31. Margerum, D.W., et al. 1978. "Chlorination and the Formation of N-Chloro Compounds in Water Treatment." *Organometals and Organometal-loids: Occurrence and Fate in the Environment*. R. F. Brinckman and J. M. Bellama (editors). ACS (American Cancer Society), Washington, D.C.
32. Marks, H.C., D.B. Williams, and G.U. Glasgow. 1951. "Determination of Residual Chlorine Compounds." *J. AWWA*. 43:201-207.
33. Masschelein, W.J. 1992. "Unit Processes in Drinking Water Treatment." Marcel Decker D.C., New York, Brussels, Hong Kong.
34. Montgomery, J.M. 1985. *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY.
35. Morris, J.C. 1967. "Kinetics of Reactions Between Aqueous Chlorine and Nitrogen Compounds." *Principles and Applications of Water Chemistry*. S.D. Faust and J.V. Hunter (editor). John Wiley & Sons, New York, NY.
36. NRC (National Research Council). 1980. *Drinking Water and Health*, Vol. 2. National Academy Press, Washington, D.C.
37. Norton, C.D. and M.W. LeChevallier. 1997. "Chloramination: Its Effect on Distribution System Water Quality." *J. AWWA*. 89(7):66.
38. Olivieri, V.P., et al. 1980. "Reaction of Chlorine and Chloramines with Nucleic Acids Under Disinfection Conditions." *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*, Vol. 3. R.J. Jolley (editor), Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.
39. Palin, A. 1950. "A Study of the Chloro Derivatives of Ammonia." *Water and Water Engineering*. 54:248-258.
40. Rice, R. and M. Gomez-Taylor. 1986. "Occurrence of By-Products of Strong Oxidants Reacting with Drinking Water Contaminants - Scope of the Problem." *Environ. Health Perspectives*. 69:31.
41. Singer, P.C. 1993. "Trihalomethanes and Other Byproducts Formed From the Chlorination of Drinking Water." *National Academy of Engineering Symposium on Environmental Regulation: Accommodating Changes in Scientific, Technical, or Economic Information*, Washington, D.C.
42. Skadsen, J. 1993. "Nitrification in a Distribution System." *J. AWWA*. 95-103.
43. Smith, M.E., Cowman, G.A., Singer, P.C. 1993. "The Impact of Ozonation and Coagulation on DBP Formation in Raw Waters." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, San Antonio, TX.
44. Speed, M.A., et al. 1987. *Treatment Alternatives for Controlling Chlorinated Organic Contaminants in Drinking Water*. EPA/600/12-87/011, Washington, D.C.
45. *Standard Methods*. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, nineteenth edition, Franson, M.H., Eaton, A.D., Clesceri, L.S., and Greenberg, A.E., (editors). APHA (American Public Health Association), AWWA, and Water Environment Federation, Washington D.C.
46. Stringer, R. and C.W. Kruse. 1970. "Amoebic Cysticidal Properties of Halogens." Conference proceedings, National Specialty Conference on Disinfection, ASCE, New York.
47. Sugam, R. 1983. "Chlorine Analysis: Perspectives For Compliance Monitoring." *Water Chlorination, Environmental Impact and Health Effects*. R.L. Jolley, et al. (editor). Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI.
48. Valentine, R.L. et al. 1998. "Chloramine Decomposition in Distribution System and Model Waters." AWWA, Denver, CO.
49. Wattie, E. and C.T. Butterfield. 1944. "Relative Resistance of *Escherichia coli* and *Eberthella typhosa* to Chlorine and Chloramines." *Public Health Repts.* 59:1661.
50. Weber, G.R. and M. Levine. 1944. "Factors Affecting the Germicidal Efficiency of Chlorine and Chloramine." *Amer. J. Public Health*: 32:719.
51. Weil, I. and J.C. Morris. 1949. "Kinetic Studies on the Chloramines. The Rates of Formation of Monochloramine, N-Chlormethylamine and N-Chlordimethylamine." *J. Amer. Chem. Soc.* 71:1664.
52. White, G.C. 1992. *Handbook Of Chlorination and Alternative Disinfectants*. Volume 3. Van Nostrand Reinhold Co., New York, NY.
53. Whittle, G.P. and Lapteff, A., Jr. 1974. "New Analytical Techniques For The Study Of Water Disinfection." *Chemistry of Water Supply, Treatment, and Distribution*. A.J. Rubin (editor) Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.
54. Wolfe, R.L., N.R. Ward, and B.H. Olson. 1984. "Inorganic Chloramines as Drinking Water Disinfectant: A Review." *J. AWWA*. 76(5):74-88.

البيروكسون (أوزون/أوبيروكسيد الهيدروجين)

تولد عمليات الأكسدة المتقدمة جذور الهيدروكسيل الحرة شديدة الفعالية في أكسدة العديد من المركبات في الماء. وكما نوقش في الوحدة الثالثة، فإن جذور الهيدروكسيل الحرة تتكون أثناء التفكك التلقائي للأوزون. ويمكن زيادة تركيز جذور الهيدروكسيل الحرة بتسريع تفكك الأوزون، مما يزيد من سرعة الأكسدة. وتزيد هذه الطريقة من تغلب الأكسدة غير المباشرة على الأكسدة المباشرة بالأوزون كما ذكر في الوحدة الثالثة. استخدمت عدة طرق لزيادة تفكك الأوزون لإنتاج تراكيز عالية من جذور الهيدروكسيل الحرة. وتتضمن إحدى هذه الطرق إضافة بيروكسيد الهيدروجين إلى الماء المؤوزن، ويشار إلى هذه الطريقة عادة بالبيروكسون.

قامت دائرة المياه في عاصمة جنوب كاليفورنيا (MWDSC) بإجراء أبحاث مكثفة على استخدام البيروكسون للحد من المواد العضوية وأكسدة مركبات الطعم والرائحة مثل الجيوسمين و-ميثل ايزوبورنيول (MIB)، وفي نفس الوقت توفير مستويات كافية من الأوزون الجزيئي لضمان مستويات (م.ت) وضمان التطهير الأولي. وبينما تركز هذه الوحدة على البيروكسون كمطهر فإنه يتوقع الحصول على نتائج مشابهة من عمليات أكسدة مشابهة مثل الأوزون مع الأشعة فوق البنفسجية (UV) والأوزون على درجة حموضة مرتفعة وبيروكسيد الهيدروجين مع الأشعة فوق البنفسجية ومطهرات مشتركة أخرى.

ومن الأمور الأساسية في استعمال البيروكسون في عملية التطهير، أن هذه العملية لا توفر متبقي مطهر يمكن قياسه. لذا فإنه ليس بالإمكان حساب (م.ت) كما في حالات استخدام المطهرات الأخرى. ومع أنه لا يمكن إعطاء قيمة (م.ت) لجذور الهيدروكسيل الحرة، لأنه لا يمكن قياسها مباشرة إلا أنه يمكن إعطاء قيمة (م.ت) لأي كمية أوزون تقاس في نظام البيروكسون. ويوفر البيروكسون تنبيهاً للكائنات الممرضة، كما هو مبين في هذه الوحدة، إلا أن قيم (م.ت) المكافئة أو طرق حساب قيم (م.ت) لم تكن مثبتة بعد لهذا النظام عند تحضير هذا الدليل.

1.7 كيمياء البيروكسون

تشبه حلقة تفكك الأوزون ما تمت مناقشته في الوحدة الثالثة ولكن إضافة بيروكسيد الهيدروجين أو الإشعاع فوق البنفسجي يسرعان من تفكك الأوزون وتزيدان من تركيز جذور الهيدروكسيل الحرة. وبإضافة بيروكسيد الهيدروجين، فإن صافي إنتاج جذور الهيدروكسيل الحرة هي 1.0 مول جذور هيدروكسيل حرة لكل مول من الأوزون.

وكما تبين في مناقشة الأوزون في الوحدة الثالثة، فإن أكسدة البيروكسون تحدث نتيجة لتفاعلين: (Hoigne and Bader, 1978)

- الأكسدة المباشرة للمركبات بالأوزون المائي (aq) O_3 .
- أكسدة المركبات بجذور الهيدروكسيل الحرة التي تنتج من تفكك الأوزون وتفاعلي الأكسدة يتنافس على المركبات القابلة للأكسدة. ونسبة الأكسدة المباشرة بالأوزون الجزيئي بطيئة نسبياً (10^{-5} - 10^{-7} مولار/ثانية) مقارنة مع الأكسدة بجذور الهيدروكسيل الحرة (10^{12} - 10^{14} مولار/ثانية)، ولكن تركيز الأوزون يكون مرتفعاً نسبياً. ومن جهة أخرى فإن تفاعلات جذور الهيدروكسيل الحرة سريعة جداً، إلا أن تركيزها تحت الظروف الاعتيادية للأوزنة قليل نسبياً.

الفرق الرئيسي بين عمليات الأوزونة وإضافة البيروكسون، أن عملية الأوزونة تعتمد بشكل كبير على الأكسدة المباشرة بالأوزون المائي، بينما البيروكسون تعتمد بشكل أساسي على الأكسدة بجذر الهيدروكسيل الحر. وفي عملية البيروكسون تكون فترة حياة الأوزون المتبقي قصيرة لأن البيروكسيد المضاف يسرع من تفكك الأوزون. إلا أن الأكسدة الزائدة التي يتم الحصول عليها بواسطة جذر الهيدروكسيل الحر تغلب على تأثير النقصان في الأكسدة المباشرة للأوزون لأن جذر الهيدروكسيل الحر أكثر فعالية. والمحصلة النهائية هي أن الأكسدة تكون أكثر فعالية وأسرع كثيراً في عملية البيروكسون مقارنة بعملية الأوزون الجزيئي. ولأن هناك حاجة لمتبقي أوزون لتحقيق درجة (م.ت) للتطهير، فإن البيروكسون قد لا يكون ملائماً كمظهر مسبق.

وتتم عملية البيروكسون باستخدام جذر الهيدروكسيل الحر في الأكسدة. وجهد التأكسد لجذر الهيدروكسيل الحر والأوزون هي كما يلي:



وبالإضافة إلى أن جهد التأكسد بجذر الهيدروكسيل الحر أعلى منه للأوزون، فإن جذر الهيدروكسيل الحر أكثر فعالية بكثير بحيث يقترب من معدلات السرعة التي يحكمها انتشار المواد المذابة مثل الهيدروكربونات الأروماتية والمركبات غير المشبعة والكحولات الألفاتية وحمض الفورميك (Hoigne and Bader, 1976).

1.1.7 تفاعلات الأكسدة

لأن الأكسدة بجذر الهيدروكسيل الحر أكثر فعالية بكثير من الأكسدة المباشرة بالأوزون، فقد استعملت بشكل كبير في تنقية المواد العضوية الصعبة الأكسدة مثل مركبات الطعم والرائحة والمواد العضوية الكلورة (مثل الجيوسمين و2-ميثيل أيزوبورنيول MIB والمركبات الفينولية وثلاثي كلورواتلين (TCE) وبيروكلورواتلين (PCE)).

لايستطيع أي من الأوزون أو البيروكسون أن يحطم الكربون العضوي الكلي بصورة كبيرة. فالبيروكسون يؤكسد المواد العضوية المشبعة ويؤدي إلى نواتج جانبية مشابهة لتلك التي تتكون في حالة الأوزنة، مثل الألدهيدات والكيونات والبيروكسيدات وأيون البرومات والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي (MWDSC and JMM, 1992). إلا أنه بوجود البيروكسون تزداد قابلية التحلل البيولوجي للمياه (من غير المواد العضوية)، جاعلة بذلك جزءاً من الكربون العضوي الكلي قابلاً للإزالة بالمرشحات النشطة بيولوجياً.

وقد استخدم البيروكسون في أكسدة المواد العضوية الصعبة التنقية، مثل مركبات الطعم والرائحة بما فيها الجيوسمين و2-ميثيل أيزوبورنيول MIB. (Pereira et al., 1996; Ferguson et al., 1990)

بالإضافة إلى ذلك، فالبيروكسون وعمليات الأكسدة المتقدمة الأخرى أظهرت فعالية عالية في أكسدة المركبات المهلجنة مثل: ثنائي كلوروبروين وثلاثي كلورو إيثان و1-كلوروبنتان و2،1-ثنائي كلورو إيثان.

(Masten and Hoigne, 1992; Aieta et al., 1988; Glaze and Kang, 1988)

وجذور الهيدروكسيل الحرة تتفاعل مع جميع المركبات الألفاتية المقاومة للتنقية مثل الكحولات والأحماض ذات السلسلة القصيرة (Churitny and Kucera, 1974) ويمكن تقدير نسبة جرة البيروكسيد: الأوزون المثالية للوصول إلى السرعة القصوى لتفاعل جذور الهيدروكسيل الحرة في تطبيق تأكسد معين. فمثلاً وجد أن النسبة المثلى لجرعة البيروكسيد: الأوزون لأكسدة ثلاثي كلورو إيثان وبولي كلورو إيثان في عينة مياه جوفية تبلغ 0.5 بالوزن

(Glaze and Kang, 1988). وقد وجدت الفحوصات أن ثلاثي كلوروإثيلين يحتاج إلى جرعات أوزون أقل لنفس النسبة من الإزالة مقارنة مع بولي كلورو إثيلين.

أجريت دراسات ريادية LADWP وتم تشغيل محطة عرض توضيحية بالسعة القصوى على 2000 جالون في الدقيقة في عام 1995. وقد كانت نسبة جرعة البيروكسيد: الأوزون المستخدمة 0.5 إلى 0.6. وتمت تنقية مياه جوفية تحتوي على 447 ملغم/لتر ثلاثي كلوروإثيلين و163 ملغم/لتر بولي كلوروإثيلين لأقل من الحد الأقصى المسموح به لهذه الملوثات، إلا أن أيون البرومات تكون بتركيز أعلى من الحد الأقصى المسموح به (MCL) والبالغ 0.01 ملغم/لتر (Karimi et al., 1997).

2.1.7 التفاعلات مع محددات جودة المياه الأخرى

تلعب درجة الحموضة وقلوية البايكربونات دوراً رئيسياً في فعالية البيروكسون كما في حالة الأوزون وحده. ويتعلق هذا الدور بمنافسة الكربونات والبايكربونات لجذر الهيدروكسيل الحر على قلوية عالية، ومنافسة الكربونات له على درجة حموضة عالية. كذلك فإن البيروكسيد الزائد يمكن أن يحد من تكون جذر الهيدروكسيل الحر وبالتالي تنقص فعالية البيروكسون.

ويظهر أن العكر وحده لا يلعب دوراً في فعالية البيروكسون كما أن البيروكسون لا يزيل العكر. وقد درس (Tobiason et al., 1992) تأثير الأكسدة المسبقة على الترشيح واستنتج أن الأكسدة المسبقة لا تحسن من عكر الماء الخارج ولكن ظهر أنها تزيد من عدد المرات التي تعمل بها المرشحات بسبب الضغط الأقل أو التأخير في التخلص من العكر. وقد ظهر أن عكر الماء الخارج من المرشحات تشابه عكر الماء الذي لم يتعرض للأكسدة أو الأكسدة المسبقة.

3.1.7 مقارنة بين الأوزون والبيروكسون

يكن الفرق الرئيسي بين الأوزون والبيروكسون في طريقة الأكسدة الأولية، أي الأكسدة المباشرة أو الأكسدة بواسطة جذر الهيدروكسيل الحر. وتؤدي الفعالية المختلفة لهذه المركبات إلى أثر مختلف في التفاعلات مع مكونات الماء وبالتالي في فعالية التطهير. ويلخص الجدول (1-7) الفروق الرئيسية بين الأوزون والبيروكسون بالنسبة لاستخدامهما في تنقية مياه الشرب.

2.7 التوليد

تحتاج عملية البيروكسون إلى نظام توليد أوزون مثل الموصوف في الوحدة الثالثة، إضافة إلى نظام تغذية لبيروكسيد الهيدروجين. وتتضمن العملية خطوتين رئيسيتين:- إذابة الأوزون وإضافة بيروكسيد الهيدروجين. ويمكن إضافة بيروكسيد الهيدروجين بعد الأوزون (ويسمح ذلك للأوزون بأن يقوم بعملية الأكسدة والتطهير أولاً) أو قبل الأوزون (أي استعمال البيروكسيد كمؤكسد مسبق، متبوعاً بتفاعلات جذر الهيدروكسيل الحر). أو أن يضافاً معاً في نفس الوقت. وإضافة بيروكسيد الهيدروجين بعد الأوزون هي الطريقة الأفضل للتشغيل، إلا أن النظام لا يحقق قيمة (م.ت) المطلوبة إلا إذا كان متبقي الأوزون عالٍ بما فيه الكفاية.

وهناك تأثيران أساسيان لاستعمال الأوزون مع بيروكسيد الهيدروجين. (Duguet et al., 1985):

- تزداد فعالية الأوزون بتحويل جزيئات الأوزون إلى جذور الهيدروكسيل الحرة.
- تحسن في انتقال الأوزون من الطور الغازي إلى الطور السائل نتيجة لزيادة سرعة تفاعلات الأوزون.

الجدول 7-1: مقارنة بين الأكسدة بالأوزون والبيروكسون

العملية	الأوزون	البيروكسون
سرعة تفكك الأوزون	تفكك عادي ينتج جذر الهيدروكسيل الحر كمنتج وسيط	تفكك أوزون سريع ويكون تركيز جذر الهيدروكسيل الحر أعلى منه في حالة الأوزون وحده.
متبقي الأوزون	5-10 دقائق	فترة حياة قصيرة جداً بسبب التفاعل السريع.
طريق الأكسدة	عادة أكسدة مباشرة بالأوزون المائي	أكسدة بجذر الهيدروكسيل الحر بشكل رئيسي.
المقدرة على أكسدة الحديد والمنغنيز	ممتاز	أقل فعالية
المقدرة على أكسدة مركبات الطعم والرائحة	متغير	جيد، جذر الهيدروكسيل الحر أكثر فعالية من الأوزون.
المقدرة على أكسدة المواد العضوية الكلورية	ضعيف	جيد، جذر الهيدروكسيل الحر أكثر فعالية من الأوزون.
قابلية التطهير	ممتاز	جيد، ولكن الانظمة لا تعطي درجة م.ت إلا إذا كان لديها متبقي أوزون مقاس.
المقدرة على الكشف عن متبقي لرصد التطهير	جيد	ضعيف، لا يمكن حساب قيم م.ت لأغراض درجة التطهير.

يتضمن التشغيل الأكثر فعالية إضافة الأوزون في البداية للحصول على قيم (م.ت) اللازمة للتطهير، متبوعاً بالبيروكسيد للأكسدة بجذر الهيدروكسيل الحر. ويمكن وصف حدوث الأوزنة بمرحلتين. ففي المرحلة الأولى، يحطم الأوزون بسرعة المواد الموجودة في الماء والتي هي بحاجة للمؤكسد، وبهذا تزداد سرعة انتقال الأوزون للمحلول من طور الغازي. ويجب إنقاص إضافة جذر الهيدروكسيل الحر إلى الحد الأدنى في المرحلة الأولى، لأن بيروكسيد الهيدروجين يتنافس مع الجزيئات التي تتفاعل مع الأوزون (أي الحاجة الأولية) على الأوزون الموجود. وفي المرحلة الثانية، تتأكسد المواد العضوية بسرعة أقل بكثير من أكسدتها في المرحلة الأولى. وإضافة بيروكسيد الهيدروجين في المرحلة الثانية يجعل من الممكن رفع فعالية الأكسدة الكلية، لأن التفاعل بين بيروكسيد الهيدروجين والأوزون ينتج جذور الهيدروكسيل الحرة مما يؤدي إلى زيادة سرعة التفاعل. وعملياً يمكن إضافة بيروكسيد الهيدروجين في المرحلة الثانية من الأوزونة وذلك بحقن بيروكسيد الهيدروجين في الغرفة الثانية من خزان التلامس مع الأوزون (Duguet et al., 1985). وأكثر طرق التشغيل فعالية هي باستعمال الأوزون أولاً للحصول على (م.ت) التطهير ومن ثم إضافة البيروكسون ثانياً للقضاء على الملوثات الدقيقة.

يتضمن استهلاك الطاقة في عملية البيروكسون تلك الطاقة المستخدمة في توليد الأوزون واستخدامه، إضافة إلى الطاقة اللازمة لتشغيل مضخات تغذية البيروكسيد. ولا تتطلب خطوة إضافة البيروكسيد أي تدريب إضافي للمشغل أكثر من التدريب اللازم لأنظمة تغذية المواد الكيميائية السائلة. ويجب فحص الأنظمة يومياً للتأكد من أنها تعمل بصورة جيدة وللكشف عن أي تسريب. كما يجب إجراء فحص يومي للخزانات للتأكد من وجود كمية كافية من البيروكسيد، ولمعرفة الكمية التي تم استخدامها.

3.7 الاستعمالات الأساسية ونقاط الاستخدام

يستخدم البيروكسون لأكسدة مركبات الطعم والرائحة وأكسدة المركبات العضوية المصنعة. كما يستخدم البيروكسون في تحطيم مبيدات الأعشاب (مثلاً الأترازين) ومبيدات الآفات والمركبات العضوية المتطايرة. ويضاف البيروكسون في أماكن مشابهة لأماكن الأكسدة بالأوزون. والطريقة الأفضل للتشغيل هي بإضافة الأوزون أولاً ومن ثم يضاف بيروكسيد الهيدروجين. وكطريقة بديلة يمكن إضافة بيروكسيد الهيدروجين إلى خط التنقية قبل الأوزونة.

1.3.7 الاستعمالات الأساسية

1.1.3.7 أكسدة مركبات الطعم والرائحة

يستخدم البيروكسون لإزالة المركبات المسببة للطعم والرائحة، لأن عدداً من هذه المركبات مقاوم للأكسدة، حتى الأكسدة بالأوزون. وقد تم الالتفات حديثاً إلى الطعم والرائحة الناتجة من مركبات معينة مثل الجيوسمين و2-ميثل أيزوبورنيول (MIB) والمركبات الكلورية. وقد أوضحت الدراسات التي أجريت من قبل دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا MWDSC، فعالية البيروكسون لإزالة الجيوسمين و2-ميثل أيزوبورنيول (MIB) أثناء معالجة المياه (Ferguson et al., 1990; Huck et al., 1995).

2.1.3.7 أكسدة المركبات العضوية المصنعة

لقد أظهر البيروكسون وطرق الأكسدة المتقدمة فعالية في أكسدة المركبات المهلجنة مثل 1،1-ثنائي كلوروبروين (DCPE) وثلاثي كلوروايثين (TCE) و1-كلوروبنتان (CPA) و2،1-ثنائي كلورو إيثان (DCA). (Masten and Hoigne, 1992; Aieta et al., 1988; Glaze and Kang, 1988)

وتتفاعل جذور الهيدروكسيل الحرة مع جميع هذه المركبات إضافة إلى المركبات الألفاتية المقاومة للتنقية، مثل الكحولات والأحماض ذات السلاسل القصيرة (Chunty and Kucera, 1974)

2.3.7 نقاط الاستخدام

تطبق عملية البيروكسون في نقاط مشابهة للأكسدة بالأوزون كما تم توضيحه في الوحدة الثالثة. ومن المهم أن يضاف البيروكسون بعد الترسيب وقبل الترشيح البيولوجي. كما أنه من المهم أيضاً إضافة بيروكسيد الهيدروجين بعد استهلاك الأوزون اللازم في البداية لتجنب تنافس جذور الهيدروكسيل الحرة مع المكونات التي تحتاج إلى الأوزون.

1.2.3.7 التأثير على عمليات التنقية الأخرى

- تؤثر عملية إضافة البيروكسون على العمليات الأخرى في محطة معالجة المياه، وتتضمن هذه التأثيرات:-
- يؤدي استخدام جذور الهيدروكسيل الحر إلى تكوين الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC)، والذي يمكن أن يتسبب في النمو البيولوجي في نظام التوزيع إن لم يخفض أثناء الترشيح البيولوجي النشط. وإذا ما استخدم البيروكسون قبل المرشحات، فإنها تؤثر عليها بزيادة النمو البيولوجي وبالتالي زيادة عدد مرات الغسل الراجع اللازمة (اعتماداً على مستوى الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي الناتج).
- جذور الهيدروكسيل الحرة عوامل مؤكسدة قوية تتداخل مع المؤكسدات الأخرى، مثل الكلور، حتى يتم استهلاك جميع كمية الأوزون المتبقي.
- يؤدي تأكسد الحديد والمنغنيز بجذور الهيدروكسيل الحرة إلى تكون أكاسيد غير ذائبة يجب إزالتها بالترسيب والترشيح. وهذا أيضاً يمكن أن يؤثر على المرشحات بزيادة الأحمال عليها وزيادة عدد مرات الغسل الراجع اللازمة.

ويمكن أن يرجع القاريء إلى :

“Microbial and Disinfection Byproduct Simultaneous Compliance Guidance Document” (وهو الآن في طور التحضير) للحصول على معلومات إضافية تتعلق بالتداخلات بين المؤكسدات وعمليات التنقية الأخرى.

4.7 تثبيط الكائنات الممرضة

ثبت أن البيروكسون وطرق الأكسدة المتقدمة الأخرى مساوية في فعاليتها أو أكثر فعالية من الأوزون في تثبيط الكائنات الممرضة. ويوصف مستوى التطهير عادة باحتياجات (م.ت). ولأن البيروكسون لا يترك متبقي ثابت يمكن قياسه، فإن حسابات (م.ت) للتطهير بالبيروكسون غير ممكنة.

1.4.7 آلية التثبيط

لقد أشارت التجارب أن مدة تلامس طويلة وتراكيز عالية لبيروكسيد الهيدروجين لازمة لتثبيط الجراثيم والفيروسات (Lund, 1963; Yoshe-Purer and Eylan, 1968; Mentel and Schmidt, 1973)

وللحصول على تثبيط مقداره 99% للفيروسات السنجابية يلزم جرعة من بيروكسيد الهيدروجين مقدارها 3,000 ملغم/لتر لمدة 360 دقيقة أو 5,000 ملغم/لتر لمدة 24 دقيقة. وبناءً على هذه النتائج، وباستخدام الأوزون وبيروكسيد الهيدروجين معاً، فإن السبب الرئيسي لتثبيط الكائنات الممرضة يُعزى للأوزون، خاصة الآليات المرتبطة بأكسدة الكائنات الممرضة بتفاعل الأوزون المباشر وجذور الهيدروكسيل الحرة.

وكما وصف في الوحدة الثالثة، فإن طريقة عمل الأوزون لتثبيط الكائنات الممرضة غير مفهوم بوضوح. فبعض الدراسات على الجراثيم أشارت إلى أن الأوزون يغير البروتينات والروابط غير المشبعة في الأحماض الدهنية في جدار الخلية، مما يؤدي إلى موت الخلية

(Scott and Leshner, 1963; Pryor et al., 1983).

بينما أشارت دراسات أخرى إلى أن الأوزون يؤثر على حمض ديوكسي رايبو النووي (DNA) في الخلية. (Hamelin and Chung, 1974; Ohlorogge and Kerman, 1983; Ishizaki et al., 1987)

أما بالنسبة لتثبيت الفيروسات، فقد ذكر أن له علاقة بمهاجمة الأوزون للبروتينات الموجودة في غطاء الفيروس (Riesser et al., 1977). وهناك معلومات محدودة جداً عن كيفية تأثير الأوزون على الحويصلات الأنثوية للأوالي. إلا أن بعض الباحثين أشاروا إلى أن كثافة الحويصلات الأنثوية للأوالي تقل ويتغير بناؤها. (Wickramanayaka, 1984 Wallis et al., 1990)

يستمر النقاش حول كيفية عمل جذور الهيدروكسيل الحرة، ويعتقد بعض الباحثين أن التطهير بالأوزون يحدث نتيجة لتفاعل الأوزون المباشر

(Hoigne and Bader, 1975; Hoigne and Bader, 1978). بينما يعتقد البعض الآخر أن آلية التطهير بجذر الهيدروكسيل الحر هي الآلية الأهم (Dahi, 1976; Bancroft et al., 1984). وقد أظهرت الدراسات التي استخدم فيها أوزون-بيروكسيد الهيدروجين أن عملية تطهير الأشريكية القولونية تصبح أقل فعالية كلما ازدادت نسبة البيروكسيد إلى الأوزون لتصبح تقريباً أكثر من 0.2 ملغم/ملغم (Wolfe et al., 1989a; Wolfe et al., 1989b). وقد عزى انخفاض التطهير إلى نقص متبقيات الأوزون المرتبطة بارتفاع نسبة البيروكسيد إلى الأوزون، مما يدل على أن تفاعل الأوزون المباشر يشكل آلية مهمة في تثبيت الكائنات الممرضة.

2.4.7 التأثيرات البيئية

مع أن كيمياء التطهير بالبيروكسون غير مفهومة تماماً، إلا أنه يظهر أن الإنتاج المثالي لجذر الهيدروكسيل الحر يعتمد على درجة الحموضة وتركيز الأوزون ونسبة بيروكسيد الهيدروجين إلى الأوزون ومدة التلامس ومكونات الماء (Glatze et al., 1987).

1.2.4.7 التفاعلات الكيميائية المتنافسة

من سبلات طريقة البيروكسون أنها تتضمن جذوراً حرة كوسيط، والتي هي معرضة للتداخل من مواد يمكن أن تتفاعل مع هذه الجذور، وبالتالي تنقص من فعالية العملية. وتلعب القلوية والبايكربونات ودرجة الحموضة دوراً رئيسياً في فعالية جذور الهيدروكسيل الحرة. ويعود هذا التأثير بشكل رئيسي إلى منافسة البيكربونات على جذر الهيدروكسيل الحر على قلوية عالية ومنافسة الكربونات على هذا الجذر على درجة حموضة أعلى من 10.3 (انظر الوحدة الثالثة). وبالتالي فإن خفض القلوية قبل إضافة البيروكسون قد يكون ضرورياً في حالة المياه ذات مستوى البايكربونات المرتفع. وبالإضافة إلى الكربونات والبايكربونات، فقد وجد أن المكونات العضوية للأحماض الهيومية تتفاعل أيضاً مع جذر الهيدروكسيل الحر. (Glaze, 1986)

2.2.4.7 نسبة بيروكسيد الهيدروجين والأوزون

بينت دراسة أجريت في دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) أن فعالية البيروكسون تعتمد كثيراً على نسبة البيروكسيد:الأوزون (Wolfe et al., 1989 b). كما وجد من دراسات سابقة أجريت في نفس الدائرة أن النسبة المثلى للتطهير كانت أقل أو تساوي 0.3. وقد كان من أهم أهداف الدراسة التي أجريت عام 1989 تعظيم عملية التطهير بتغيير نسبة البيروكسيد:الأوزون ومدة التلامس. وقد أظهرت النتائج أن فعالية البيروكسون كمطهر على نسبة 0.2 بيروكسيد:الأوزون قريبة من الأوزون للقضاء على الكائنات الحية المشعرة وحويصلات الجياردية ميوريس، وأن فعالية التطهير انخفضت على النسب العالية بسبب انخفاض تركيز الأوزون.

3.4.7 فعالية التطهير وتثبيت الكائنات الممرضة

أظهرت دراسات حديثة أن فعالية التطهير متشابهة لكل من البيروكسون والأوزون (Wolfe et al., 1989 b; Ferguson et al 1990; Scott et al., 1992). وقد قارنت دراسة أجريت من قبل (Ferguson et al., 1990) بين المقدرة على تثبيت الكائنات الممرضة باستخدام البيروكسون والأوزون على الكولفاج MS-2، وكذلك على الأشريكية القولونية وعدد الجراثيم الهوائية الكلي (HPC). وقد وجد أن تثبيت الكولفاج MS-2 أو F2 كان متقارباً في الحالتين: الأوزون والبيروكسون. ولم يلاحظ هناك فرق بين كميات التثبيت لكل من MS-2 و F2 عندما تغيرت نسبة البيروكسيد:الأوزون من 0 إلى 0.3. كذلك أظهرت نتائج الدراسات التي أجريت على الأشريكية القولونية وأعداد الجراثيم الهوائية، أن تثبيت الجراثيم باستخدام الأوزون والبيروكسون كان متقارباً.

يُدرج الجدول (2-7) قيم (م.ت) المشتقة لتثبيت حويصلات الجياردية ميوريس بالأوزون والبيروكسون من دراسة أخرى أجريت من قبل دائرة المياه في كاليفورنيا الجنوبية (MWDSC). وقد بني مدة التلامس المستخدمة لحساب قيم م.ت على أساس اختراق مركبات استشفافية بمقدار 10% و 50% لخزان التلامس مع الأوزون. وقد بنيت تراكيز الأوزون المستخدمة في حساب (م.ت) على متبقي الأوزون ونصف المتبقي والجرعة. وتشير نتائج هذه الدراسة إلى أن البيروكسون أقدر بقليل من الأوزون وذلك بناءً على قيم م.ت للأوزون التي كانت أعلى منها

للبيروكسون. إلا أنه وبسبب التفكك الأسرع للأوزون بوجود بيروكسيد الهيدروجين، فإنه يلزم جرعات أعلى من الأوزون في حالة البيروكسون للوصول إلى متبقيات مقاربة. إضافة إلى ذلك فإن استخدام متبقيات الأوزون لحساب قيم م.ت للبيروكسون قد لا تأخذ بعين الاعتبار الفصائل المؤكسدة الأخرى التي قد يكون لها مقدرة على التطهير.

الجدول 2-7: قيم م.ت المحسوبة (ملغم. دقيقة/لتر) لتنشيط الجياردية ميوريس

التنشيط	أوزون ¹ م.ت ¹	أوزون ² م.ت ²	بيروكسون ³ م.ت ³	بيروكسون ⁴ م.ت ⁴
90%	1.6	2.8	2.6	2.6
99%	3.4	5.4	5.2	2.6

أ: ت¹: متبقي الأوزون، ت²: جرعة الأوزون + متبقي الأوزون/2، ت³: ز² (دقائق): المدة اللازمة لتحقيق 10% و 50% على التوالي.
ب: نسبة H₂O₂/O₃ لجميع النتائج كانت 0.2.

5.7 النواتج الجانبية لعملية التطهير

يتوقع أن تكون النواتج الجانبية الأساسية المتعلقة بالبيروكسون شبيهة بتلك التي تظهر في الأوزون والمدرجة في الجدول (3-9). ويمكن أن تتكون نواتج جانبية أخرى لعملية التطهير من تفاعل جذور الهيدروكسيل الحرة. ولا يكون البيروكسون نواتج جانبية مهلجنة لعملية التطهير عند مساهمته في تفاعلات الأكسدة والاختزال مع المواد العضوية الطبيعية (NOM). ولكن إذا وجد أيون البروميد في الماء الخام، فإن النواتج الجانبية المهلجنة لعملية التطهير قد تتكون. وكما هو الحال في الأوزون، يظهر أن الميزة الرئيسية لاستخدام البيروكسون في الحد من تكون ثلاثي هالوجينوميثانات، هي في أنه يلغي الحاجة للكلورة المسبقة ويسمح بجرعات أقل من الكلور أو الكلورامين في الخطوات التالية من التنقية بعد إزالة مسببات تكون ثلاثي هالوجينوميثانات بالتخثير والترسيب و/أو الترشيح. ولكن البيروكسون لا يخفض احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPFP).

بناءً على الدراسات والأبحاث المتعلقة بالبيروكسون، فلا يوجد هناك تخفيض في ثلاثي هالوجينوميثانات، ما دام الكلور الحر يستخدم كمطهر ثانوي، إلا إذا سمح استخدام البيروكسون بإضافة الكلور في الخطوات التالية من خط التنقية إلى الماء الذي يحوي تراكيز أقل من المواد المسببة لتكون ثلاثي هالوجينوميثانات. وقد اوجدت الدراسة التي أجرتها دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) أن استعمال البيروكسون/الكلور في التطهير ينتج عنه تراكيز ثلاثي هالوجينوميثانات 10-38% أكبر منها في حالة استعمال أوزون/كلور. ولكن وجد أن تراكيز ثلاثي هالوجينوميثانات في المياه التي تم تطهيرها بالبيروكسون/كلورامين وأوزون/كلورامين كانت متشابهة (Ferguson et al., 1990).

يمكن أن يؤدي استخدام البيروكسون كمطهر أولي والكلورامين كمطهر ثانوي إلى الحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير إذا لم يكن أيون البروميد موجوداً، وكان بالإمكان تثبيت قيمة ملائمة ل (م.ت). وكما في حالة الأوزون، فإن تكون أيون البرومات يشكل هاجساً في حالة احتواء مياه المصدر على أيون البروميد. ويحدث تأكسد أيون البروميد (Br⁻) إلى أيون الهيپوبرومايت (BrO⁻) والبرومايت (BrO₂⁻) وأخيراً إلى أيون البرومات (BrO₃⁻) نتيجة للتفاعل المباشر مع الأوزون. وقد تحدث تفاعلات وسيطة بآليات جذر الهيدروكسيل الحر الوسيط إذا لم يكن أيون البروميد موجوداً وكان تحديد قيمة (م.ت) ممكناً (Pereira et al., 1996).

بشكل عام ينتج البيروكسون أيون البرومات بكمية أكبر من الأوزون عند وجود نفس متبقيات الأوزون (Krasner et al., 1993). ومن ناحية أخرى، فعند المحافظة على جرعة أوزون ثابتة، يميل البيروكسون لإنتاج كميات من أيون البرومات مقاربة لتلك في حالة الأوزون. ومع أن البيروكسون ينتج جذور الهيدروكسيل الحرة التي يمكن أن تزيد من تكون أيون البرومات، فإن بيروكسيد الهيدروجين قد تختزل أيون الهيپوبرومايت (الذي يتكون في المراحل الأولى أثناء أوزنة أيون البروميد) إلى أيون البروميد.

أجريت دراسة من قبل دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) لتقييم فعالية البيروكسون للحد من الطعم والرائحة والنواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPs) والكائنات الدقيقة (Ferguson et al., 1990). وفي محاولة لإيجاد نسبة بيروكسيد الهيدروجين:الأوزون (O₃:H₂O₂) المثلى ومدة التلامس لماء المصدر، اوجدت الدراسة أن الأكسدة المسبقة لمياه المصدر متبوعة بالتطهير الثانوي بالكلورامين شكلت استراتيجية فاعلة للحد من تراكيز ثلاثي هالوجينوميثانات والنواتج الجانبية الأخرى لعملية التطهير. وأوجدت الدراسة أن مياه المصدرين التي طهرت بالبيروكسون والكلور الحر كمطهر ثانوي تكون فيها ثلاثي

هالوجينوميثانات بتراكيز تراوحت بين 67-160 مايكروغرام/لتر. وعلى العكس، فعند استخدام الكلورامين كمطهر ثانوي نتج ثلاثي هالوجينوميثانات بتراكيز أقل دائماً من 3.5 مايكروغرام/لتر (Ferguson et al., 1990)

ولكن إذا استخدمت مدة تلامس قصيرة مع الكلور الحر بعد الترشيح البيولوجي وقبل إضافة الأمونيا لتثبيط الجراثيم الهوائية في الماء الخارج من المرشحات البيولوجية النشطة فإن ثلاثي هالوجينوميثانات والنواتج الجانبية الأخرى لعملية التطهير تتكون بتراكيز أعلى منها في حالة الإضافة البعدية للكلورامين. واعتماداً على تركيز الكربون العضوي الكلي (TOC) وتركيز أيون البروميد في الماء وعلى درجة الحموضة التي تجري عليها عملية الكلورة ودرجة الحرارة ومدة التفاعل، تكونت ثلاثي هالوجينوميثانات الكلية بتراكيز تتراوح بين 2-28 مايكروغرام/لتر، وذلك في التجارب التي أجرتها دائرة المياه في ولاية جنوب كاليفورنيا (Personal (MWDSC communication).

تم مؤخراً دراسة تكون البرومات في الأوزنة التقليدية وفي عمليات الأكسدة المتقدمة التي تجمع بين الأوزون وبيروكسيد الهيدروجين في خمسة محطات تنقية مياه في فرنسا. وقد تراوح تركيز أيون البروميد في مياه المصدر بين 5 إلى 130 مايكروغرام/لتر. وتراوح تركيز أيون البرومات خلال خطوة الأوزنة بين أقل من 1 إلى 42 مايكروغرام/لتر. وبشكل عام فقد أدت الأكسدة المتقدمة إلى تكون تراكيز أعلى من أيون البرومات عنه مقارنتها بالأوزنة التقليدية، بشرط أن يكون تركيز متبقي الأوزون متساوياً في الحالتين. ولكن وجد أن تراكيز منخفضة من أيون البرومات تتكون إذا بقيت جرعة الأوزون ثابتة في الحالتين مع زيادة جرعة بيروكسيد الهيدروجين (Von Gunten et al., 1996)

ولإنقاص احتمالية تكون أيون البرومات، فقد استخدم في خزان التلامس مع الأوزون في محطة Stone Canyon ثلاث نقاط لإضافة الأوزون بدلاً من اثنتين (Stolarik and Christie, 1997). لذلك فعند استخدام البيروكسون للحصول على قيمة (م.ب) المطلوبة، فقد تتكون كمية أكبر من أيون البرومات أثناء الأوزنة، ولكن إذا استخدم البيروكسون فقط في القضاء على الملوثات الدقيقة، فقد تتكون كمية أقل من البرومات مقارنة في حالة استخدام الأوزون.

6.7 وضع الطرق التحليلية

يتفاعل بيروكسيد الهيدروجين في المحلول مع الأوزون ليكون في النهاية الماء والأكسجين، ونتيجة لذلك فإن التواجد المتزامن لكلا المؤكسدين يكون فقط مؤقتاً (Masschelein et al., 1977) وهناك ملخص في الوحدة الثالثة عن الطرق التحليلية للأوزون والتي يمكن استخدامها لرصد متبقيات التطهير في حالة استخدام الأوزون/بيروكسيد الهيدروجين. لذلك فسيغطي هذا الجزء وضع الطرق التحليلية الخاصة ببيروكسيد الهيدروجين.

1.6.7 رصد بيروكسيد الهيدروجين

لا يدرج كتاب "Standard Methods (1995)" طرقاً لقياس بيروكسيد الهيدروجين، وقد أدرج Gordon et al. (1992) عدة طرق لتحليل بيروكسيد الهيدروجين وتشمل:-

- طرق معايرة.
- طرق لونية.
- طرق بريكسوديز الجرجار (Horseradish Peroxidase)

يبين الجدول (3-7) مدى القياس والصحة والدقة المتوقعين ومستوى مهارة المحلل المطلوبة والتداخلات والوضع الحالي لتحليل بيروكسيد الهيدروجين.

الجدول 7-3: خصائص ومقارنات للطرق التحليلية المستخدمة في تحليل بيروكسيد الهيدروجين

نوع الفحص	مجال القياس ملغم/لتر	صحة القياس المتوقعة (%+)	دقة القياس المتوقعة (%+)	مستوى المهارة ^أ	التداخلات	مدى درجة الحموضة	الفحص الميداني	الفحص المؤقت	الوضع الحالي
المعايرة المتعلقة بالقياس اليودي	10<	5	5	2	فصائل مؤكسدة	حمضي	نعم	لا	تستخدم حالياً
المعايرة بالبيروكسيد منجنات	100– 0.1	5	5	2	فصائل مؤكسدة	حمضي	نعم	لا	تستخدم حالياً
لونية، ثنائيوم IV	5–0.1	غ.م	غ.م	2	أوزون	حمضي	نعم	لا	لا ينصح بها
لونية، القاعدة البيضاء للفيولنتالين	0.1-0.005	غ.م	غ.م	2	أوزون	متعادل	نعم	نعم	لا ينصح بها
لونية، كوبالت III HCO ₃ ⁻	1-0.01	غ.م	غ.م	2	أوزون	متعادل	نعم	نعم	لا ينصح بها
بيروكسيد الجرجار HRP ^(ب)	10 ⁻⁵ -10 ⁻⁸	غ.م	غ.م	2	البيروكسيدات الأخرى، الأوزون	5.5-4.5	لا	نعم	تستخدم حالياً

ملاحظات:

أ: مستوى المهارة: 1= منخفض 2= جيد 3=كيميائي بخبرة

غ.م: غير مذكور في المراجع.

ب: لا يمكن استخدام هذه الطريقة في مياه التنقية فعليا بالبيروكسون، حيث يكون تركيز بيروكسيد الهيدروجين أعلى بكثير.

1.1.6.7 طرق المعايرة

هناك طريقتان لتحليل بيروكسيد الهيدروجين بالمعايرة وهي الطريقة وطريقة البيرومنجنات. والاحتياطات الواجب اتخاذها في حالة الطريقة المتعلقة بالقياس اليودي هي تطاير اليود والتداخل من قبل بعض المعادن مثل الحديد والنحاس والنيكل والكروم ونقطة نهاية التفاعل الفاتحة اللون (Gordon et al., 1992)

والمواد العضوية وغير العضوية التي تتفاعل مع البيرومنجنات تتداخل في حالة استخدام المعايرة بالبيرومنجنات. وطريقة معايرة بيروكسيد الهيدروجين بالبيرومنجنات أو أيون اليوديد ليست حساسة بما فيه الكفاية لإيجاد تراكيز المتبقية (Masschelein et al., 1977).

2.1.6.7 الطرق اللونية

أكثر الطرق اللونية المستعملة في قياس بيروكسيد الهيدروجين هي تلك المبنية على أكسدة ملح التيتانيوم (IV) (Masschelein et al., 1977) حيث يتكون معقد أصفر اللون يمكن قياس امتصاصه على 410 نانومتر. ومن ناحية وصفية، فإن الأوزون والبيروكسيدات لا تكون نفس المعقد الملون.

تستخدم أكسدة القاعدة البيضاء للفينولفثالين كفحص وصفي لبيروكسيد الهيدروجين (Dukes and Hydier, 1964). وحساسية الطريقة ودقتها كافية في مدى القياس بين 5-100 مايكروغرام/لتر. ومدى القياس المنخفض يجعل هذه الطريقة غير عملية لقياس متبقية بيروكسيد الهيدروجين. كذلك عدم ثبات اللون الناتج يجعل الطريقة غير ملائمة للاستخدام اليودي. ولا يوجد بيانات عن المواد المتداخلة ولكن يتوقع أن تتداخل المؤكسيدات الأخرى (Gordon et al., 1992).

عند أكسدة الكوبالت (II) والبايكربونات بوجود بيروكسيد الهيدروجين ينتج معقد كربونات-كوبالتات (III) (Masschelein et al., 1977)، ويظهر هذا المعقد امتصاص على أطوال امواج 260، 440، 635 نانومتر. وقد استخدم الامتصاص على 260 نانومتر لقياس بيروكسيد الهيدروجين. وكان حد الكشف المدون 0.01 ملغم/لتر (Masschelein et al., 1977)، وتحديث تداخلات ضوئية عند وجود 100 ملغم/لتر نيترات و1 ملغم/لتر أيونات الكلورايت. وتتداخل العوامل المؤكسدة الأخرى في هذا الطريقة كما يتداخل أي مركب له امتصاص على 260 نانومتر (Gordon et al., 1992).

3.1.6.7 طرق البيروكسيديز Horseradish Peroxidase

تتضمن عدد من الطرق التفاعلات الكيميائية بين البيروكسيديز وبيروكسيد الهيدروجين. والبيروكسيديز المشتقة من الجرجار Horseradish (HRP) هي الأكثر استخداماً. وطريقة Scopoletin هي أكثر الطرق الفلوريمترية المستخدمة للتراكيز المنخفضة من بيروكسيد الهيدروجين باستخدام طرق البيروكسيديز (HRP) (Gordon et al., 1992)، وهنا أيضا لا تتوفر معلومات عن التداخلات المحتملة.

4.1.6.7 ملخص

بشكل عام تتأثر الطرق التحليلية لبيروكسيد الهيدروجين في الماء بوجود المواد المؤكسدة الأخرى مثل الأوزون. وهناك ثلاث طرق تحليلية تستخدم حالياً، ولكن لا ينصح باستخدامها لقياس متبقية المطهر، الجدول (3-7). وطريقة Scopoletin واحدة، مع أن هناك حاجة لدراسات إضافية عن التداخلات المحتملة.

7.7 الاعتبارات التشغيلية

البيروكسيد عامل مؤكسد قوي، ويجب تجنب لمسه من قبل العاملين. كما يجب توفير خزانات احتوائية ثانوية لتتأكد التخزين لاحتواء أي اندلاقات. كما يجب الأخذ بعين الاعتبار استعمال أنابيب مزدوجة لتقليل خطر تعرض العاملين إلى الحد الأدنى. كما يجب الانتباه إلى أن الخزانات قد تنفجر نتيجة التعرض للحرارة الشديدة أو الحريق.

1.7.7 الاعتبارات التشغيلية لعملية التطهير بالبيروكسون

تتشابه تأثيرات طريقة البيروكسون مع تلك التي للأوزون والتي تم شرحها في الوحدة الثالثة. وبسبب إضافة مؤكسد ثان للماء، فإن قابلية تحول الكربون العضوي إلى شكل قابل للتحلل البيولوجي قد يزداد بإضافة البيروكسون.

2.7.7 الاحتياجات المكانية

تثبت مضخات معايرة البيروكسيد بحيث يبقى مكان كاف حولها ليسمح بالقيام بصيانتها. وعادة لا تكون هذه المعدات كبيرة جداً. لذا فإن الاحتياجات المكانية ليست مهمة.

أما مساحة التخزين، فيمكن أن تكون صغيرة حيث يحفظ البيروكسيد في براميل، أو كبيرة في حالة المحطات الكبيرة. وكما ذكر سابقاً فيجب دوماً توفير الحاويات الثانوية. ودرجة تجمد البيروكسيد أقل منها للماء. لذا يجب توفير واقٍ أو عازل حراري للخزانات والأنابيب الخارجية إذا كان متوقعاً أن تصل درجات الحرارة تحت الصفر لفترات طويلة.

3.7.7 المواد

يمكن خزن البيروكسون في براميل أو خزانات مصنوعة من البولي إيثيلين، والكثافة النوعية للبيروكسيد بتركيز 50% تبلغ 1.39، وهذا يجب أن يؤخذ بعين الاعتبار عند تصميم جدران الخزانات. أما المواد التي تصنع منها الأنابيب، فيمكن أن تكون من الفولاذ الذي لا يصدأ (316)، البولي إيثيلين وبولي فينيل كلورايد (CPVC) أو التيفلون. أما السدادات فيجب أن تكون من التيفلون؛ لأن المطاط الطبيعي والهايبالون و(EPDM) غير مقاومة لبيروكسيد الهيدروجين. ويمكن شراء بيروكسيد الهيدروجين من مزودي الكيماويات وهو متوافر تجارياً بتركيز 50،35 و75%. ويزود البيروكسيد في براميل أو ينقل بكميات كبيرة في الحاويات. ويعتمد سعره على التركيز والكمية.

يمكن تخزين البيروكسيد في الموقع، ولكنه يتفكك بمرور الوقت حتى لو كانت ظروف التخزين جيدة. ويتفكك البيروكسيد بسرعة أكبر إذا احتوى على شوائب أو بالحرارة أو إذا تعرض لبعض المواد. ويضاف البيروكسيد إلى الماء بمضخات معايرة للتحكم الصحيح بالجرعة. ويجب أن تُصمم المضخات لمنع اختلاط الغاز الخارج من البيروكسيد مع الهواء. كما يجب توفير عدة مضخات احتياطية. وكما هو الحال مع أي مادة كيميائية، يجب توفير الخلط الجيد للمواد.

8.7 ملخص

1.8.7 مزايا وسلبيات استخدام البيروكسيد (أوزون/بيروكسيد الهيدروجين)

تلقي القائمة التالية الضوء على بعض المزايا والسلبيات المختارة لاستخدام البيروكسون كطريقة تطهير لمياه الشرب. وبسبب الاختلافات الكبيرة في حجم النظام وجودة المياه والجرعات المستخدمة فإن بعض هذه المزايا والسلبيات قد لا تنطبق على نظام معين.

المزايا

- الأكسدة أكثر فعالية وأسرع في طريقة البيروكسون مقارنة بطريقة الأوزون الجزيئي.
- البيروكسون فعال في أكسدة المواد العضوية الصعبة التنقية مثل مركبات الطعم والرائحة.
- طريقة البيروكسون فعالة في أكسدة المركبات المهلجنة.
- قابلية تحويل مركبات الكربون العضوي إلى شكل أكثر قابلية للتحلل البيولوجي تزداد بإضافة البيروكسيد.
- المضخات المستخدمة ليست كبيرة وبالتالي تكون الاحتياجات المكانية صغيرة.

السلبيات

- البيروكسون عامل مؤكسد قوي ولذلك فإن تعرض العاملين له يشكل خطراً.
- يمكن خزن البيروكسون في الموقع، ولكنه يتحلل بسرعة حتى لو خُزن بطريقة سليمة.
- لا توفر طريقة البيروكسون متبقي يمكن قياسه. لذلك فليس بالإمكان حساب قيم (م.ت) كما في حالة المطهرات الأخرى.
- قابلية البيروكسون لأكسدة الحديد والمنغنيز أقل منها للأوزون.

2.8.7 جدول تلخيصي

يلخص الجدول 4-7: لاعتبارات المتعلقة بالتطهير بالبيروكسون

الاعتبارات	الوصف
التوليد	يجب توليد الأوزون عند نقطة الاستخدام بسبب عدم ثباته. يمكن تخزين بيروكسيد الهيدروجين في الموقع، ولكنه عرضة للتحلل.
الاستعمالات الرئيسية	يتضمن الاستعمال الرئيسي الأكسدة. وكعامل مؤكسد يمكن استخدام البيروكسون لإزالة ملوثات SOC وزيادة قابلية المركبات العضوية للتحلل البيولوجي. وهو مطهر فعال ولكن قيمة (م.ت) له لم تحدد. وهو شديد الفعالية ولا يترك متبقي لحساب (م.ت). وقد يكون من الصعب استخدامه في التطهير لأنه شديد الفعالية ولا يترك متبقياً كافياً من الأوزون.
فعالية التثبيط	البيروكسون واحد من أكثر المطهرات مقدرة وفعالية على إبادة الجراثيم في معالجة المياه. وهو أكثر فعالية بقليل من الأوزون ضد الجراثيم والفيروسات وحوصلات الأولي.
تكون النواتج الجانبية	البيروكسون نفسه لا يكون نواتج جانبية مهلجنة لعملية التطهير، ولكن إذا وجد البروميد في الماء الخام أو إذا أضيف الكلور كمطهر ثانوي، فإن النواتج الجانبية المهلجنة بما فيها البرومات قد تتكون. والنواتج الجانبية الأخرى تتضمن الأحماض العضوية والألدهيدات.
نقطة الإضافة	يضاف البيروكسون لأغراض التطهير بعد الأوزنة. فالتطهير بالأوزون يجب أن يسبق إضافة بيروكسيد الهيدروجين، ولأغراض الأكسدة يمكن إضافة البيروكسون قبل التخمير/الترسيب أو الترشيح اعتماداً على المواد المراد أكسدتها.
اعتبارات خاصة	توليد الأوزون عملية معقدة. وتخزن الأكسجين السائل لتوليد الأوزون يخضع لقوانين البناء والحرائق. الأوزون غاز سام ويجب رصد مواقع إنتاج واستخدام الأوزون لمعرفة تركيز الأوزون في الهواء المحيط. بيروكسيد الهيدروجين مادة ضارة وتحتاج إلى حاويات ثانوية لل تخزين.

7.9 المراجع

1. Aieta, E.M., K.M. Reagan, J.S. Lang, L. McReynolds, J-W Kang, and W.H. Glaze. 1988. "Advanced Oxidation Processes for Treating Groundwater Contaminated with TCE and PCE: Pilot-Scale Evaluations." J. AWWA. 88(5): 64-72.
2. Bancroft, K.P., et al. 1984. "Ozonation and Oxidation Competition Values." Water Res. 18:473.
3. Chutny, B. and J. Kucera. 1974. "High Energy Radiation-induced Synthesis of Organic Compounds. I. Introduction Isomerization and Carbon-Skeleton Changes, Radiation Synthesis in Aqueous Solutions." Rad. Res. Rev. 5:1-54.
4. Dahi, E. 1976. "Physicochemical Aspects of Disinfection of Water by Means of Ultrasound and Ozone." Water Res. 10:677.
5. Duguet, J., E. Brodard, B. Dussert, and J. Malevalle. 1985. "Improvement in the Effectiveness of Ozonation of Drinking Water Through the Use of Hydrogen Peroxide." Ozone Sci. Engrg. 7(3):241-258.
6. Dukes, E.K., and M.L. Hydier. 1964. "Determination Of Peroxide By Automated Chemistry." Anal. Chem. 36:1689-1690.
7. Ferguson, D.W., J.T. Gramith, and M.J. McGuire. 1991. "Applying Ozone for Organics Control and Disinfection: A Utility Perspective." J. AWWA. 83(5):32-39.
8. Ferguson, D.W., M.J. McGuire, B. Koch, R.L. Wolfe, and E.M. Aieta. 1990. "Comparing Peroxone an Ozone for Controlling Taste and Odor Compounds, Disinfection Byproducts, and Microorganisms." J. AWWA. 82(4):181.
9. Glaze, W. H., et al. 1987. "The Chemistry of Water Treatment Processes Involving Ozone, Hydrogen Peroxide, and Ultraviolet Radiation." Ozone: Sci. Engrg. 9(4):335.
10. Glaze, W.H. 1986. "Reaction Products of Ozone: A Review." Environ. Health Perspectives, 69:151-157.
11. Glaze, W.H., and J-W Kang. 1988. "Advanced Oxidation Processes for Treating Groundwater Contaminated With TCE and PCE: Laboratory Studies." J. AWWA. 88(5): 57-63.
12. Gordon, G., Cooper, W.J., Rice, R.G., and Pacey, G.E. 1992. Disinfectant Residual Measurement Methods. Second Edition. AWWARF and AWWA, Denver, CO.
13. Hamelin, C. and Y.S. Chung. 1974. "Optimal Conditions for Mutagenesis by Ozone in Escherichia coli K12." Mutation Res. 24:271.
14. Hoigné, J. and H. Bader. 1975. "Ozonation of Water: Role of Hydroxyl Radicals as Oxidizing Intermediates." Science. 190(4216):782.
15. Hoigné J. and H. Bader. 1978. "Ozone Initiated Oxidations of Solutes in Wastewater: A Reaction Kinetic Approach." Progress Water Technol. 10(516):657.
16. Hoigné J. and Bader. 1976. "The Role of Hydroxyl Radical Reacting in Ozonation Processes in Aqueous Solutions." Water Resources. 10:377.
17. Huck, P.M., Anderson, W.B. Lang, C.L. Anderson, W.A. Fraser, J.C. Jasim, S.Y. Andrews, S.A. and Pereira, G. 1995. Ozone vs. Peroxone for Geosmin and 2-Methylisoborneol Control: Laboratory, Pilot and Modeling Studies. Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Anaheim, CA.
18. Ishizaki, K. et al. 1987. "Effect of Ozone on Plasmid DNA of Escherichia coli In Situ." Water Res.21(7):823.
19. Karimi, A.A., J.A. Redman, W.H. Glaze, and G.F. Stolarik. 1997. "Evaluation an AOP for TCE and PCE Removal." J. AWWA. 89(8):41-53.
20. Krasner, S.W., W.H. Glaze, H.S. Weinberg, P.A. Daniel, and I.N. Najm. 1993. "Formation and Control of Bromate During Ozonation of Waters Containing Bromide." J. AWWA. 85(1):73-81.
21. Lund, E. 1963. "Significance of Oxidation in Chemical Inactivation of Poliovirus." Arch. Gesamite Virusforsch. 12:648.
22. Masschelein, W., M. Denis, and R. Ledent. 1977. "Spectrophotometric Determination Of Residual Hydrogen Peroxide." Water Sewage Works. 69-72.

23. Masten, S.J. and J. Hoigné. 1992. "Comparison of Ozone and Hydroxyl Radical-Induced Oxidation of Chlorinated Hydrocarbons in Water." *Ozone Sci. Engrg.* 14(3):197-214.
24. Mentel, R. and J. Schmidt. 1973. "Investigations of Rhinoviruse Inactivation by Hydrogen Peroxide." *Acta Virol.* 17:351.
25. MWDSC and JMM (Metropolitan Water District of Southern California and James M. Montgomery Consulting Engineers). 1992. "Pilot Scale Evaluation of Ozone and Peroxone." AWWARF and AWWA, Denver, CO.
26. Ohlrogge, J.B. and T.P. Kernan. 1983. "Toxicity of Activated Oxygen: Lack of Dependence on Membrane Fatty Acid Composition." *Biochemical and Biophysical Research Communications.* 113(1):301.
27. Pereira, G., P.M. Huck, and W.A. Anderson. 1996. "A Simplified Kinetic Model for Predicting Peroxone Performance for Geosmin Removal in Full-Scale Processes." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference; Part I. New Orleans, LA.
28. Pryor, W.A. M.M. Dooley, and D.F. Church. 1983. "Mechanisms for the Reaction of Ozone with Biological Molecules: The Source of the Toxic Effects of Ozone." *Advances in Modern Environmental Toxicology.* M.G. Mustafa and M.A. Mehlman (editors). Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI.
29. Riesser, V. N., et al. 1977. "Possible Mechanisms for Poliovirus Inactivation by Ozone." *Forum on Ozone Disinfection.* E.G. Fochtman, et al. (editors). International Ozone Institute Cleveland, OH.
30. Scott, D.B.N. and E.C. Leshner. 1963. "Effect of Ozone on Survival and Permeability of *Escherichia coli*." *J. Bacteriology.* 85:567.
31. Scott, K.N., et al. 1992. "Pilot-Plant-Scale Ozone and Peroxone Disinfection of *Giardia muris* Seeded Into Surface Water Supplies." *Ozone Sci. Engrg.* 14(1):71.
32. Standard Methods. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, nineteenth edition, Franson, M.H., Eaton, A.D., Clesceri, L.S., and Greenberg, A.E., (editors). American Public Health Association, AWWA, and Water Environment Federation, Washington D.C.
33. Stolarik, G., and J.D. Christie. 1997. "A Decade of Ozonation in Los Angeles." Conference proceedings, IOA Pan American Group Annual Conference, Lake Tahoe, NV.
34. Tobiason, J.E., J.K. Edzwald, O.D. Schneider, M.B. Fox, and H.J. Dunn. 1992. "Pilot Study of the Effects of Ozone and Peroxone on In-Line Direct Filtration." *J. AWWA.* 84(12):72-84.
35. Von Gunten, U., A. Bruchet, and E. Costentin. 1996. "Bromate Formation in Advanced Oxidation Processes." *J. AWWA.* 88(6):53.
36. Wallis, P.M. et al. 1990. "Inactivation of *Giardia* Cysts in Pilot Plant Using Chlorine Dioxide and Ozone." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Philadelphia, PA.
37. Wickramanayake, G.B. 1984. *Kinetics and Mechanism of Ozone Inactivation of Protozoan Cysts.* Ph.D dissertation, Ohio State University.
38. Wolfe, R.L. et al. 1989a. "Disinfection of Model Indicator Organisms in a Drinking Water Pilot Plant by Using Peroxone." *Appl. Environ. Microbiol.* 55:2230.
39. Wolfe, R.L., et al. 1989b. "Inactivation of *Giardia muris* and Indicator Organisms Seeded in Surface Water Supplies by Peroxone and Ozone." *Environ. Sci. Technol.* 23(6):774.
40. Yoshe-Purer, Y. and E. Eylan. 1968. "Disinfection of Water by Hydrogen Peroxide." *Health Lab Sci.* 5.

الإشعاع فوق البنفسجي

Ultraviolet Radiation (UV)

لا يثبط الإشعاع فوق البنفسجي (UV) الكائنات الدقيقة بالتفاعل الكيميائي كما هو الحال مع المطهرات الأخرى، بل يعمل على تثبيط الكائنات الدقيقة بامتصاصها للضوء الذي يسبب تفاعلاً ضوئياً يغير من مكونات الجزيئات الضرورية لعمل الخلية. فعند اختراق الإشعاع فوق البنفسجي جدار خلية الكائن الدقيقة، تتفاعل الطاقة مع الأحماض نيوكليكية ومكونات الخلية الحيوية الأخرى، مما يسبب الضرر أو الموت للخلايا المعرضة. هنالك إثباتات كافية أنه إذا وصلت جرعات كافية من طاقة الإشعاع فوق البنفسجي للكائنات الدقيقة، فإنها تستطيع أن تطهر الماء لأي مستوى مطلوب. إلا أن هناك بعض التحفظات المتعلقة بالصحة العامة بالنسبة للفاعلية الكلية للإشعاع فوق البنفسجي عند استخدامه لتطهير مياه الشرب.

وتظهر من الأبحاث المتوفرة في الأدبيات، القدرة الاستثنائية للإشعاع فوق البنفسجي للتطهير من الكائنات الدقيقة مثل الجراثيم والفيروسات، إلا أن جرعة الإشعاع اللازمة لتثبيط الأوالي الأكبر حجماً مثل الجياردية وخفية الأبواغ أكبر بعدة مرات من الجرعات اللازمة لتثبيط الجراثيم والفيروسات (White, 1992; Demers and Renner, 1992) وكنتيجه لذلك، فإن الإشعاع فوق البنفسجي يُستعمل بالتزامن مع الأوزون وببروكسيد الهيدوجين لزيادة فعالية الإشعاع أو في حالة المياه الجوفية التي لا يتوقع وجود الجياردية وخفية الأبواغ فيها.

1.8 كيمياء الإشعاع فوق البنفسجي (الضووكيميائي)

1.1.8 الإشعاع فوق البنفسجي

يتخلل الإشعاع فوق البنفسجي الماء بسرعة، حيث يتم امتصاصه أو انعكاسه من قبل المواد الموجودة في الماء. وبالتالي لا يكون هناك متبقي. وتتميز هذه الطريقة بعدم تكون نواتج جانبية لعملية التطهير، ولكن يبقى هناك حاجة إلى مطهر كيميائي ثانوي للمحافظة على متبقي في نظام التوزيع الذي يمكن أن يكون معرضة لإعادة التلوث.

تقع طاقة أمواج الإشعاع فوق البنفسجي في مجال أطوال الأمواج الكهرومغناطيسية 100 إلى 400 نانومتر (بين الأشعة السينية وطيف الضوء المرئي). ويمكن تصنيف أجزاء الإشعاع فوق البنفسجي إلى: الإشعاع فوق البنفسجي الفراغي (100-200 نانومتر) و UV-C (200-280 نانومتر)، UV-B (280-315 نانومتر) و UV-A (315-400 نانومتر). أما بالنسبة لإبادة الجراثيم، فإن نطاق الأشعة فوق البنفسجية الأمثل يقع بين 245-285 نانومتر. والتطهير بالأشعة فوق البنفسجية إما أن يستعمل المصابيح ذات الضغط المنخفض، التي يبلغ طول موجة أقصى طاقة تشعها 253.7 نانومتر، أو المصابيح ذات الضغط المتوسط التي تشع طاقة على أطوال موجية تتراوح بين 180-370 نانومتر، أو المصابيح التي تشع أطولاً موجية أخرى معتمدة أسلوب إطلاق نبضات شعاعية عالية الشدة.

2.1.8 تفاعلات التطهير بالأشعة فوق البنفسجية

تعتمد فعالية الأشعة فوق البنفسجية في القضاء على الكائنات الدقيقة أو تثبيطها على جرعة الإشعاع فوق البنفسجي، ويمكن حساب جرعة الإشعاع فوق البنفسجي كما يلي:

$$\text{الجرعة} = \text{شدة الإشعاع} \times \text{مدة التعرض}$$

$$\text{حيث تكون وحدة شدة الإشعاع} = \text{مللي واط سم}^2$$

ومدة التعرض: ثانية
وبالتالي تكون وحدة جرعة الإشعاع: مللي واط سم² ثانية

أشارت الأبحاث إلى أنه عند تعرض الكائنات الدقيقة للأشعة فوق البنفسجية، فإن جزءاً ثابتاً في وحدة الوقت من هذه الكائنات الدقيقة يثبط بمرور الزمن. وهذه العلاقة بين الجرعة والاستجابة بالقضاء على الجراثيم تشير إلى أن التعرض لطاقة الأشعة فوق البنفسجية ذات الشدة العالية لفترة زمنية قصيرة تعطي ذات المفعول في قتل الجراثيم الذي يسببه التعرض لطاقة الأشعة فوق البنفسجية ذات الشدة المنخفضة لفترات زمنية أطول.

وتحدد الجرعة الإشعاعية اللازمة للحصول على فعالية عالية في التثبيط ببيانات خاصة بالموقع، لها علاقة بجودة المياه وإزالة اللوغارتمية المطلوبة. وبناء على حركيات تفاعل من الدرجة الأولى، فإنه يمكن حساب الكائنات الدقيقة الناجية كمتغير مع الجرعة وزمن التعرض (White, 1992; USEPA, 1996). وفي حالة الإزالة العالية، فإن تركيز الكائنات الدقيقة المتبقي يعتمد فقط على الجرعة وجودة المياه ولا يعتمد على كثافة الكائنات الدقيقة الأولية. وقد اقترح (Tchobauoglous, 1997) العلاقة التالية بين نجاة القولونيات وجرعة الأشعة فوق البنفسجية:

ن - ف . د^٢

حيث ن: كثافة القولونيات في الماء الخارج / 100 مللتر.

د: جرعة الإشعاع فوق البنفسجي مللي واط/ سم² ثانية.

م: معامل أولي له علاقة بالجرعة.

ف: معامل أولي لجودة المياه.

ويعكس المعامل الأولي لجودة المياه وجود جسيمات واللون.... الخ في الماء. وفي معالجة المياه، فإن معامل جودة المياه يعتمد على العكر والنفاذية أو (الامتصاصية).

3.1.8 متغيرات عملية التطهير

بما أن الإشعاع فوق البنفسجي عبارة عن طاقة على شكل أمواج كهرومغناطيسية، فإن فعاليته لا تتحدد فقط بعوامل جودة المياه. فعلى سبيل المثال، يظهر أن درجة الحموضة ودرجة الحرارة والكربون غير العضوي الكلي لا تؤثر على الفعالية الكلية للتطهير بالأشعة فوق البنفسجية (AWWA and ASCA, 1990).

ولكن قد يسبب العسر الكلي مشاكل في المحافظة على نظافة مصباح التوليد وفعاليته. ويزيد وجود العوامل المؤكسدة أو إضافتها (مثل الأوزون و/أو بيروكسيد الهيدروجين) من فعالية الإشعاع فوق البنفسجي. كما أن بعض المواد الذائبة أو العالقة قد تحجب الإشعاع فوق البنفسجي عن الكائنات الدقيقة. فعلى سبيل المثال يمتص الحديد والكبريتيت والنيترات والفينولات الأشعة فوق البنفسجية (Demers and Renner, 1992). وبالتالي فإن معامل الامتصاصية يعتبر مؤشراً لهذه العوامل وهو مميز لكل أنواع المياه. وكنتيجه لذلك تتغير عوامل معينة في التصميم حسب جودة المياه ويجب تحديد هذه العوامل لكل نوع من الاستخدامات.

وتقاس حاجة المياه للأشعة فوق البنفسجية باستخدام المطياف على طول موجة 254 نانومتر وطبقة ماء بسماكة 1سم. وتمثل القراءة الناتجة امتصاص الطاقة لوحدة العمق أو ما يسمى بالامتصاصية. وتستخدم أيضاً النسبة المئوية للنفاذية لتحديد ملائمة الإشعاع فوق البنفسجي للتطهير. ويمكن حساب النسبة المئوية للنفاذية من الامتصاصية (أ) باستخدام المعادلة التالية:-

$$\text{النسبة المئوية للنفاذية} = 10^{-1} \times 100$$

يبين الجدول (8-1) قياسات الامتصاصية وما يقابلها من نسب مئوية للنفاذية لنوعيات مختلفة من المياه.

الجدول 8-1: جودة المياه وقياسات الأشعة فوق البنفسجية المتعلقة بها

نوعية مياه المصدر	الامتصاصية وحدات امتصاصية/سم	النسبة المئوية للنفاذية %
ممتاز	0.022	95%
جيد	0.071	85%
مقبول	0.125	75%

تعرض مياه الشرب لأمواف مستمرة من الإشعاع فوق البنفسجي بالجرعات وأطوال الأمواف المستخدمة عادة في تطهير مياه الشرب لا يغير كثيراً في كيمياء المياه، ولا تتفاعل هذه الأمواف مع المواد الكيميائية الموجودة في الماء (USEPA, 1996). لذلك لا يحدث تغير في الخصائص الفيزيوكيميائية للماء ولا تدخل مواد كيميائية جديدة إليه. بالإضافة الى ذلك فالإشعاع فوق البنفسجي لا يترك متبقيات. وكنتيجة لذلك فإن تكون ثلاثي هالوجينوميثان والنواتج الجانبية الأخرى لعملية التطهير تكون في حدها الأدنى في حالة استخدام الأشعة فوق البنفسجية. انظر الجزء 5.8 "Disinfection Byproducts of UV Radiation".

2.8 التوليد

يحتاج توليد الإشعاع فوق البنفسجي إلى كهرباء لتشغيل المصابيح. وتتكون المصابيح المستخدمة في التطهير باستخدام الأشعة فوق البنفسجية من أنبوب مصنوع من الكوارتز مملوء بغاز حامل مثل الأرغون، مع كميات قليلة من الزئبق. وتتحكم المحولات بطاقة مصابيح الأشعة فوق البنفسجية.

1.2.8 مصابيح الأشعة فوق البنفسجية

تعمل مصابيح الأشعة فوق البنفسجية على نفس مبدأ مصابيح التفلور. ففي معظم الوحدات ينطلق الإشعاع فوق البنفسجي من جريان الإلكترونات خلال بخار الزئبق المؤين لإنتاج طاقة فوق بنفسجية. والفرق بين المصباحين أن زجاجة المصباح المتفلور مطلية بطبقة من الفوسفور تحول الإشعاع فوق البنفسجي الى ضوء مرئي. بينما تكون زجاجة مصباح الأشعة فوق البنفسجية غير مطلية، وبالتالي فإنها تنفذ الإشعاع فوق البنفسجي المولد من القوس الكهربائي (White, 1992).

تتوفر مصابيح الضغط المنخفض والضغط المتوسط لاستخدامات التطهير. وتنشع المصابيح ذات الضغط المنخفض أقصى طاقة على طول الموجة 253.7 نانومتر، بينما مصابيح الضغط المتوسط تنشع طاقة على أطوال أمواف تتراوح بين 180-1370 نانومتر. وتكون شدة الإشعاع للمصابيح ذات الضغط المتوسط أعلى بكثير من مصابيح الضغط المنخفض. لذلك يلزم عدد أقل من مصابيح الضغط المتوسط للحصول على نفس جرعة الإشعاع. ويلزم للأنظمة الصغيرة مصباح واحد فقط ذو ضغط متوسط. ومع أن النوعين من المصابيح لهما كفاءة متساوية في تثبيط الكائنات الدقيقة، إلا أنه يُنصح باستخدام مصابيح الضغط المنخفض بسبب الثقة بعملية التطهير المرتبطة بوجود عدد من هذه المصابيح (DeMers and Renner, 1992) مقارنة بمصباح واحد فقط في حالة مصابيح الضغط المتوسط، وبسبب التشغيل الملائم أثناء دورات التنظيف.

تتضمن مواصفات المصابيح ذات الضغط المنخفض ما يلي: (DeMers and Renner, 1992)

- الكوارتز من نوع (L) والخالي من الأوزون.
- التشغيل الفوري والحد الأدنى من التأخير عند التشغيل.
- مصممة لمقاومة الاهتزازات والضربات.
- تصميم قياسي للمصباح ملكيته غير مسجلة.

عادة ما تكون مصابيح الضغط المنخفض محتواة في حاوية مصنوعة من الكوارتز لفصل الماء عن سطح المصباح. وهذا الترتيب يحافظ على درجة الحرارة التشغيلية لسطح المصباح قريبة من القيمة المثلى والمساوية 40°م. ومع أنه يمكن استخدام حاويات التفلون كبديل، إلا أن هذه تمتص 35% من الإشعاع بينما يبلغ امتصاص الكوارتز 5% فقط (Combs and McGuire, 1989). لذلك لا ينصح باستخدام حاويات التفلون.

2.2.8 المحولات

تتحكم المحولات بطاقة مصابيح الأشعة فوق البنفسجية، وتعمل على درجات حرارة أقل من 60°م لمنع حدوث عطل سابق لأوانه. وتنتج هذه المحولات كمية حرارة كافية لتبرير وجود مراوح تبريد أو أجهزة تكييف هواء (White, 1992).

يستخدم نوعان من المحولات في مصابيح الأشعة فوق البنفسجية، وهما: الإلكتروني والإلكترومغناطيسي. وتعمل المحولات الإلكترونية على تردد أعلى من المحولات الإلكترومغناطيسية مما يؤدي إلى انخفاض في درجات حرارة تشغيل المصابيح وانخفاض في استخدام الطاقة وفي إنتاج الحرارة مما يؤدي إلى فترة حياة أطول للمحول. (DeMers and Renner, 1992).

- وتتضمن معايير اختيار المحولات ما يلي:-
- كفاءة من المختبرات الصانعة (UL).
- التوافق مع مصابيح الأشعة فوق البنفسجية.
- وضعها في مكان بعيد وعزلها عن الماء.

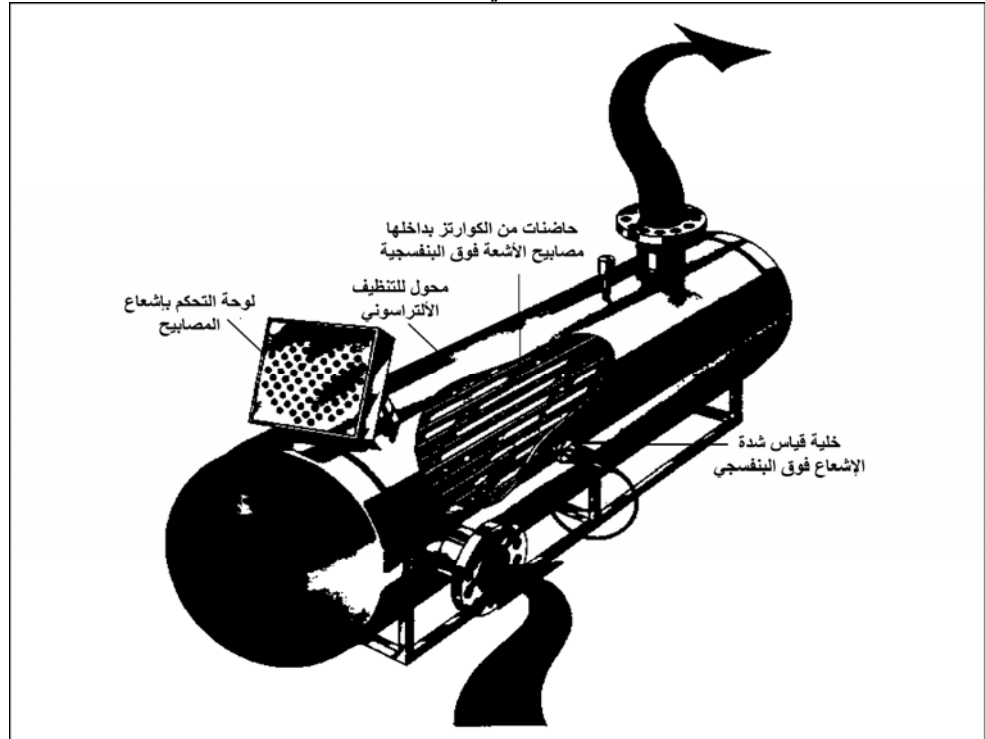
3.2.8 تصميم مفاعل الأشعة فوق البنفسجية

تتوفر معظم مفاعلات الأشعة فوق البنفسجية التقليدية بنوعين:

- الإناء المغلق أو المجرى المفتوح.
- لتطبيقات مياه الشرب، يفضل استخدام الإناء المغلق كمفاعل للأشعة فوق البنفسجية، وذلك للأسباب التالية (USEPA, 1996):-
- تحتاج إلى حيز أقل.
- بسبب الحد الأدنى للتعرض للتلوث من المواد الموجودة في الهواء.
- بسبب الحد الأدنى من تعرض العاملين للإشعاع فوق البنفسجي.
- يسمح تصميم النظام بتركيبه بسهولة.

ويبين الشكل (1-8) مفاعل الأشعة فوق البنفسجية ذو الإناء المغلق التقليدي. ويستطيع هذا المفاعل توفير جرعات كافية لتنشيط الجراثيم والفيروسات لمعدلات جريان تبلغ 600 جالون في الدقيقة. ولكنها غير قادرة على توفير الجرعات الأعلى اللازمة لتنشيط حويصلات الأوالي. ولزيادة الجرعة، إما أن نستعمل عدداً أكبر من مصابيح الأشعة فوق البنفسجية و/أو أن نزيد مدة التعرض.

- ومن ميزات التصميم الإضافية لأنظمة التطهير بالأشعة فوق البنفسجية التقليدية وجود:
- مجسات للأشعة فوق البنفسجية للكشف عن أي نقصان في شدة إشعاع المصابيح.
- أجهزة إنذار وإغلاق.
- دورات تنظيف يدوية أو أوتوماتيكية.
- أنظمة استشعار عن بعد للأجهزة المركبة في المناطق البعيدة.



الشكل 1-8: مفاعل إناء مغلق للأشعة فوق البنفسجية

بالإضافة إلى أنظمة الأشعة فوق البنفسجية التقليدية، هنالك طريقتان أخريان يجري تقييمهما حالياً لأغراض تطهير مياه الشرب:-

- التصفية الدقيقة /الأشعة فوق البنفسجية.
- الأشعة فوق البنفسجية النابضة.

يدعي كل من النظامين توفير جرعة كافية من الإشعاع فوق البنفسجي لتنشيط حويصلات الجياردية والحويصلات الأنثوية للخفية الأبواغ.

انظر الجزء 2.3.2.8 تصميمات مفاعلات أشعة فوق بنفسجية متطورة للحصول على معلومات إضافية عن هذه التقنيات المتطورة.

1.3.2.8 اعتبارات التصميم الهيدروليكي

أهم العوامل التي يجب أخذها بعين الاعتبار عند التصميم الهيدروليكي لمفاعل إناء مغلق للأشعة فوق البنفسجية هي: التشنت والتدفق الدوامي والحجم الفعال وتوزيع زمن الاستبقاء ومعدل الجريان (USEPA, 1996).

التشنت:

التشنت عبارة عن خاصية من خصائص عناصر المياه، إذ تخرج الجسيمات من مفاعل الأشعة فوق البنفسجية المثالي ذي الجريان المستمر، بنفس الترتيب الذي دخلت فيها وكل عنصر من العناصر الموجودة في الماء، والتي تمر في المفاعل لها نفس مدة المكوث. ولا يحدث تشنت في مفاعل الجريان المستمر المثالي. ويمكن تمثيله بخزان طويل نسبة طوله إلى عرضه عالية يحدث فيه التشنت بالحد الأدنى (USEPA, 1996).

التدفق الدوامي:

بالإضافة إلى خصائص الجريان المستمر، فإن التدفق في مفاعل الأشعة فوق البنفسجية المثالي، يحدث بشكل دوائر دوامية من اتجاه الجريان، ويتخلص بذلك من المناطق الميتة. ويشجع التدفق الدوامي الدائر الاستخدام المتجانس للأشعة فوق البنفسجية. وإحدى سلبيات التدفق الدوامي الدائري أنه يؤدي إلى حدوث بعض التشنت المحوري، مما يحدث اضطراباً في خصائص الجريان المستمر. تستخدم بعض التقنيات، مثل عدم وضع المدخل والمخرج على نفس الخط واستخدام صفائح مثقبة وساكنة، لاحتواء الخصائص المتناقضة للجريان المستمر والتدفق الدوامي (USEPA, 1996).

2.3.2.8 تصاميم متطورة لمفاعلات الأشعة فوق البنفسجية

سيتم في الجزئين اللاحقين مناقشة تقنيتين متطورتين لتصاميم مفاعلات الأشعة فوق البنفسجية. وقد تم اختيار هذين التصميمين تحت ظروف مخبرية وميدانية محكمة. وتحتاج كلا التقنيتين إلى عروض توضيحية لبيان فعاليتها وإمكانية استخدامها في عمليات التنقية في العالم الحقيقي.

الترشيح الدقيق /الأشعة فوق البنفسجية:

تتكون هذه الوحدة من حجرتي تنقية، كل منها تحتوي على شبك معدني، حجم ثقوبه 2 مايكرومتر. ولكل جهة من جهات الشبك ثلاثة مصابيح زئبقية ذات ضغط منخفض وقدرتها 85 واط، أي ما مجموعه ستة مصابيح لكل مرشح. ويبلغ الحد الأدنى للجرعة النظرية 14.6 مللي واط/ ثانية سم² على طول موجة 254 نانومتر. وقد صمم النظام لاحتجاز الحويصلات الأنثوية للخفية الأبواغ على الشبك الأول. وتستخدم الدورة الأولى للحصول على الجرعة اللازمة من الأشعة فوق البنفسجية. وبعد ذلك يعكس الجريان في الحجرة الأولى لدفع الحويصلات الأنثوية إلى الشبك الثاني. حيث تحتجز هذه الحويصلات لغاية الوصول إلى جرعة الأشعة فوق البنفسجية اللازمة. وباستخدام صمامات يتم تصميم التدفق، بحيث يتم احتجاز الحويصلات بصورة مؤقتة على المرشحين حتى يتم تعريضها إلى جرعة الأشعة فوق البنفسجية الكلية، والتي لا تعتمد على معدل جريان الماء المعالج (Clancy et al., 1997). وقد ذكر (Johnson, 1997) أن مثل هذه الانظمة قادرة على الوصول إلى جرعة إشعاع فوق بنفسجي مقدارها 8000 مللي واط/ ثانية سم²، وهذه الجرعة كافية لتنشيط حويصلات الجياردية والحويصلات الأنثوية للخفية الأبواغ. وإحدى سلبيات هذا النوع من المفاعلات هو نقصان الضغط (حوالي 65 قدم) الناتج من فتحات الشبك المعدني (المرشحات) التي تبلغ سعة فتحاتها 2 مايكرومتر.

الأشعة فوق البنفسجية النابضة:

في تفاعلات الأشعة فوق البنفسجية النابضة، تقوم المكثفات بتعظيم كمية الكهرباء وتزويدها على شكل نبضات إلى أنابيب زينون متوجهة مثبتة في مركز حجرة متوهجة قطرها 2 إنش، يمر الماء من خلالها. والوحدة مصممة بحيث تعطي نبضات لفترة مايكرو ثانية على تردد مقداره 10-30 هيرتز (ثانية⁻¹). وتعطي الأنابيب المتوهجة إشعاعاً عالي الشدة واسع الأمواج تحوي الإشعاع فوق البنفسجي المبيد للجراثيم، والذي يعالج الماء المتدفق بإشعاع جرته 75 مللي واط/سم² على بعد 2 سم من سطح الأبواب المتوهج (Clancy, et al., 1997). ويمكن التحكم بالجرعة الإشعاعية بزيادة أو إنقاص تردد النبضات.

3.8 الاستعمالات الرئيسية ونقاط الاستخدام

يستخدم الإشعاع فوق البنفسجي لتنشيط الكائنات الممرضة للمستويات الواردة في التشريعات. والإشعاع فوق البنفسجي مطهر فيزيائي لا يترك متبقيات. لذلك يجب استخدامه فقط مطهراً أولاً متبوعاً بمطهر كيميائي ثانوي للمحافظة على نظام التوزيع من تكاثر القولونيات وتكون الطبقة اللزجة. ويستطيع القارئ مراجعة الجزء 4.8 "تنشيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير" للحصول على معلومات مفصلة عن فعالية التطهير ومحدوديتها.

يستخدم الإشعاع فوق البنفسجي في معظم الأحيان كخطوة أخيرة في عملية التنقية، مباشرة بعد الترشيح قبل دخول المياه إلى نظام التوزيع، ولا يوجد أي تأثير لاستخدام الأشعة فوق البنفسجية في التطهير على العمليات الأخرى في محطة معالجة المياه.

4.8 تنشيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير

بعكس المطهرات الأخرى البديلة، فإن التطهير بالأشعة فوق البنفسجية عباره عن عملية فيزيائية تحتاج إلى مدة تلامس بالتواني لتحقيق تنشيط الكائنات الممرضة (Sobotka, 1993) وكما في حالة أي مطهر آخر، فإن التطهير بالإشعاع فوق البنفسجي له محددات. فمثلاً بسبب كونه مطهراً فيزيائياً وليس كيميائياً فإنه لا يترك متبقي للحد من تكاثر الكائنات الممرضة، وتكون الطبقة اللزجة في نظام التوزيع. لذلك يجب استعمال مطهر كيميائي ثانوي عند استخدام الأشعة فوق البنفسجية كمطهر أولي، للمحافظة على جودة المياه في نظام التوزيع.

1.4.8 آلية التنشيط

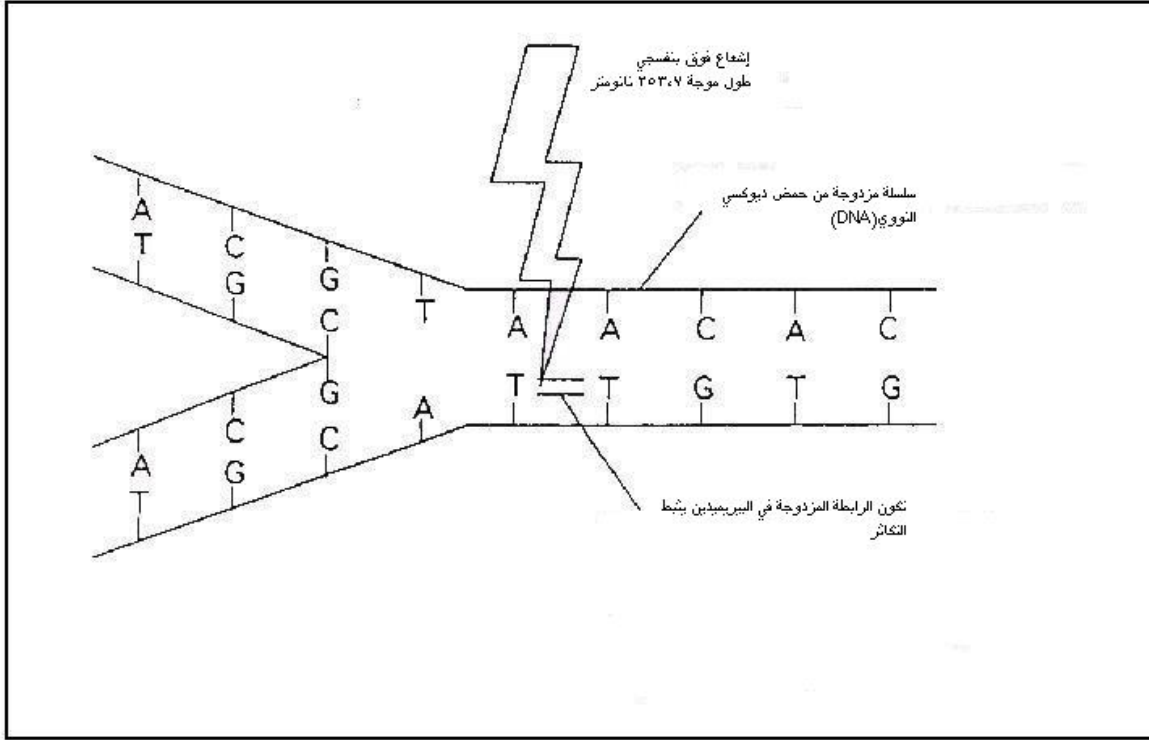
لقد وجد أن الإشعاع فوق البنفسجي فعال في تنشيط الجراثيم الخضرية والأبواغ والفيروسات والكائنات الدقيقة الممرضة الأخرى. ويثبط الإشعاع الكهرومغناطيسي في نطاق الأمواج 240-280 نانومتر الكائنات الدقيقة بفعالية، وذلك بتعطيل أحماضها النووية. وأكثر أطوال الأمواج مقدرة على تحطيم حمض ديوكسي رايبو نيوكليك (DNA) هي 254 نانومتر تقريباً (Wolfe, 1990). وقد أظهرت المحاليل المائية أن لحمض ديوكسي رايبو نيوكليك امتصاصاً على أطوال أمواج أخرى في المجال فوق البنفسجي، مثل الامتصاص على 200 نانومتر (Von Sonntag and Schumann, 1991)، إلا أنه لا يوجد تطبيقات عملية لتنشيط الكائنات الدقيقة بالإشعاع فوق البنفسجي في نطاق الأمواج 190-210 نانومتر (USEPA, 1996).

تتضمن تأثيرات إبادة الجراثيم بالضوء فوق البنفسجي إحداث ضرراً ضوئياً لحمض الرايبو النوري (RNA) وحمض ديوكسي رايبو نيوكليك (DNA) في داخل الكائن الحي. والأحماض النووية في الكائنات الدقيقة هي الأكثر امتصاصاً للضوء على أطوال أمواج بين 240-280 نانومتر (Jagger, 1967). وتحمل هذه الأحماض معلومات جينية ضرورية للتكاثر، وبالتالي فإن إحداث أضرار في أي من هذه الأحماض سيوقف تكاثر الكائنات الدقيقة.

تؤدي هذه الأضرار إلى ازدواجية جزيئات البيريميدين. والأنواع الرئيسية الثلاث لجزيئات البيريميدين هي السيتوستين (الموجود في كل من حمض الرايبو نيوكليك وحمض ديوكسي رايبو نيوكليك) والثايمين (الموجود فقط في حمض ديوكسي رايبو نيوكليك) واليوراسيل (الموجود فقط في حمض الرايبو نيوكليك). وتصبح إعادة تكوين الأحماض النووية صعبة جداً في حال ارتبطت جزيئات البيريميدين ببعضها البعض، نتيجة للخلل في بناء سلسلة حمض الديوكسي رايبو نيوكليك بفعل الإشعاع فوق البنفسجي (Snider et al., 1996). إضافة إلى ذلك فإن خلايا الطفرة التي تكون غير قادرة على التكاثر تتكون، حتى في حالة إعادة تكوين الأحماض النووية (USEPA, 1996). ويبين الشكل (8-2) مخططاً لتنشيط الجراثيم بفعل الإشعاع فوق البنفسجي.

يجب الأخذ بعين الاعتبار ظاهرتين أساسيتين عند استخدام الأشعة فوق البنفسجية للتطهير في معالجة المياه، هما: آلية التصحيح المعتم ومقدرة بعض الكائنات على استعادة فعاليتها بالضوء، بعد التعرض لبعض أطوال الأمواج

الضوئية. فتحت ظروف معينة، تستطيع بعض الكائنات تصحيح حمض الديوكسي رايبو نيوكليك التالف وأن تعود مرة أخرى إلى وضع فاعل تستطيع معه أن تتكاثر. وفي العادة فإن استعادة الفاعلية بالضوء تحدث نتيجة للتأثيرات المحفزة لضوء الشمس على أطوال أمواج خارج نطاق التطهير الفعال. واستعادة الفاعلية تختلف حسب نوع الكائن. فالقولونيات المشعرة وبعض الجراثيم الممرضة مثل الشيغليلة، تمكنت من استعادة فعاليتها بالضوء، ولكن الفيروسات (باستثناء تلك التي أصابت خلية معيل هو نفسه قادر على استعادة فعاليتها بالضوء) وأنواعاً أخرى من الجراثيم لم تكن قادرة على استعادة فعاليتها بالضوء (USEPA, 1986: Hazon and Sawyer, 1992). ولأن تلف حمض الديوكسي رايبو نيوكليك يميل لأن يكون غير منعكس مع مرور الوقت، فهناك فترة حرجية يمكن خلالها استعادة الفاعلية بالضوء. ولخفض تأثير استعادة الفاعلية بالضوء إلى الحد الأدنى فإن مطهرات الأشعة فوق البنفسجية تصمم بحيث يكون مجرى الماء مغطى، أو أن يحدد تعرض الماء للمطهر لضوء الشمس بعد عملية التطهير مباشرة.



الشكل 8-2: تثبيط الجراثيم بالإشعاع فوق البنفسجي

2.4.8 التأثيرات البيئية

يجب أن يقوم الكائن الدقيق بامتصاص الإشعاع فوق البنفسجي حتى يحصل التثبيط. لذلك فإن أي عائق يمنع وصول الأشعة فوق البنفسجية إلى الكائن الدقيق ستؤدي إلى نقصان في فعالية التطهير. وقد بين كل من (Yip and Konasewich, 1972, Scheibe and Bassell, 1981) أن درجة الحموضة لا تؤثر على التطهير بالأشعة فوق البنفسجية. ولكن هناك عدداً من العوامل التي تؤثر على فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية وهي:-

- الطبقات الكيميائية والبيولوجية التي تتكون على سطوح مصابيح الأشعة فوق البنفسجية.
- المواد الذائبة العضوية وغير العضوية.
- تجمع وتكتل الكائنات الدقيقة.
- العكر.
- اللون.
- تقصير دائرة جريان الماء خلال خزان التطهير بالأشعة فوق البنفسجية.

1.2.4.8 الطبقات الكيميائية والمواد الذائبة العضوية وغير العضوية

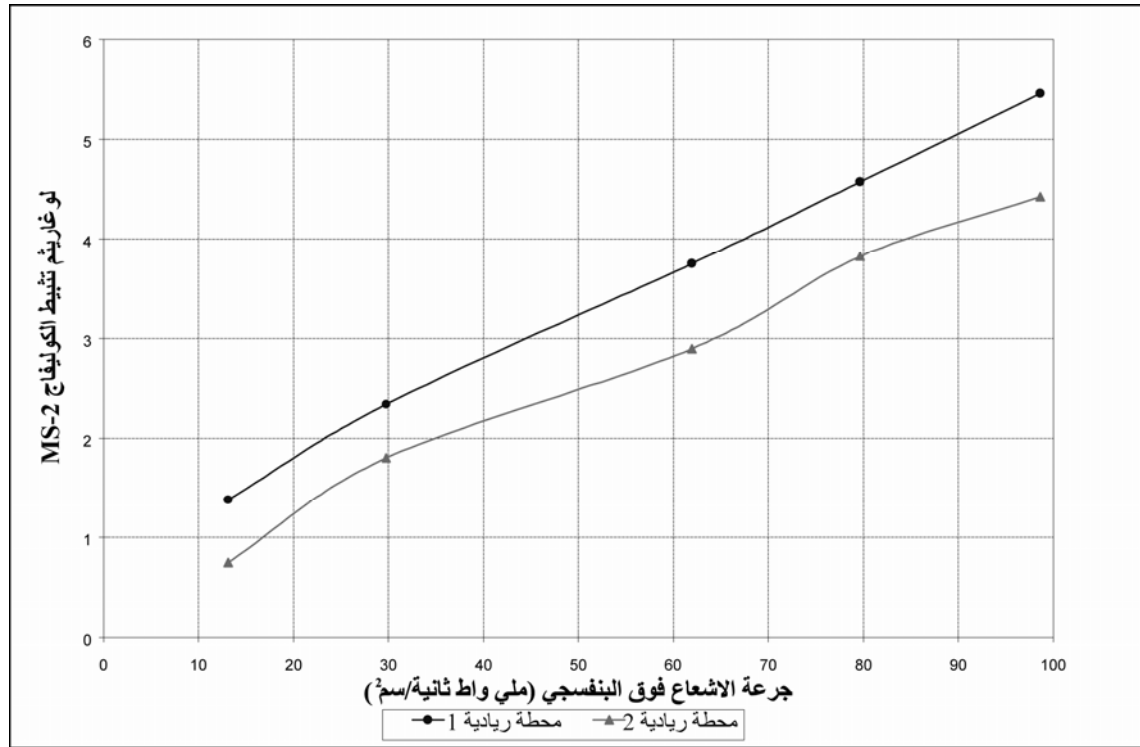
يمكن أن يؤدي تراكم المواد الصلبة على سطوح حافظات الأشعة فوق البنفسجية إلى نقصان شدة الإشعاع المستخدم، وبالتالي نقص بفعالية التطهير. وبالإضافة إلى المواد العضوية، فقد لوحظ تراكم ترسبات الكالسيوم والمغنيسيوم والحديد (DeMers and Renner, 1992). فالمياه التي تحوي تراكيز مرتفعة من الحديد والعسر وكبريتيد الهيدروجين والمواد العضوية أكثر تعرضاً لتكوين الرواسب وتكوين الطبقات (أي تكوين طبقة رقيقة على

سطوح الوحدات)، والتي بالتالي تؤدي إلى نقصان شدة الإشعاع فوق البنفسجية المستخدم. وتحدث الترسبات في حالة وجود المواد العضوية الذائبة على تراكيز أعلى من القيم التالية (DeMers and Renner, 1992):

- الحديد أكثر من 0.1 ملغم/لتر.
- العسر أعلى من 140 ملغم/لتر.
- كبريتيد الهيدروجين أكثر من 0.2 ملغم/لتر.

يبين الشكل (3-8) جرعة الإشعاع فوق البنفسجي اللازمة لتنشيط الكوليفاج MS-2 في محطتين رياديتين. وقد استنتج (Snicer et al., 1990) أن أحد التفسيرات الممكنة لجرعة الإشعاع الأعلى للحصول على نفس مستوى التنشيط في المحطة الريادية الثانية، يمكن أن يعود إلى كمية الترسيب الناتجة من تراكيز الحديد الأعلى في هذه المحطة. وقد تراوح تركيز الحديد في المحطة الثانية بين 0.45 – 0.65 ملغم/لتر وهذه القيم تتجاوز قيمة التركيز المبينة أعلاه.

يؤدي عدد من الكيماويات إلى إنقاص نفاذية الأشعة فوق البنفسجية (Yip and Konasewich, 1972)، ومن ضمنها الأحماض الهيوميية والمركبات الفينولية وسلفونات الليجين (Snider et al., 1991). وكذلك الكروم والكوبالت والنحاس والنيكل. وقد نُشر أيضاً أن العوامل الملونة مثل الأزوران S والشاي ومستخلص أوراق النباتات يقلل من شدة الإشعاع في داخل خزان التطهير بالأشعة فوق البنفسجية (Huff, 1965). إضافة إلى ذلك فإن الحديد والكبريتيت والنيترت والفينولات يمكن أن تمتص الإشعاع فوق البنفسجي (DeMers et al., 1992).



الشكل 3-8: جرعة الإشعاع فوق البنفسجي اللازمة لتنشيط العاشية الحالة للجراثيم MS-2

2.2.4.8 تكتل الكائنات الدقيقة

تؤثر الجسيمات على فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية لأنها تحمي الجراثيم والكائنات الممرضة الأخرى من التعرض للإشعاع فوق البنفسجي تشتت الأشعة. (انظر الشكل 4-8). وعادة ما يزداد هذا التأثير في حالة المياه السطحية بسبب العكرا الأعلى لهذه المياه. وكما أن الجسيمات التي تسبب العكارة تؤدي إلى نقصان فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، فإن تكتلات الكائنات الدقيقة تظهر نفس التأثير وبالتالي تقلل فعالية التنشيط.

3.2.4.8 بناء المفاعل والدوائر القصيرة

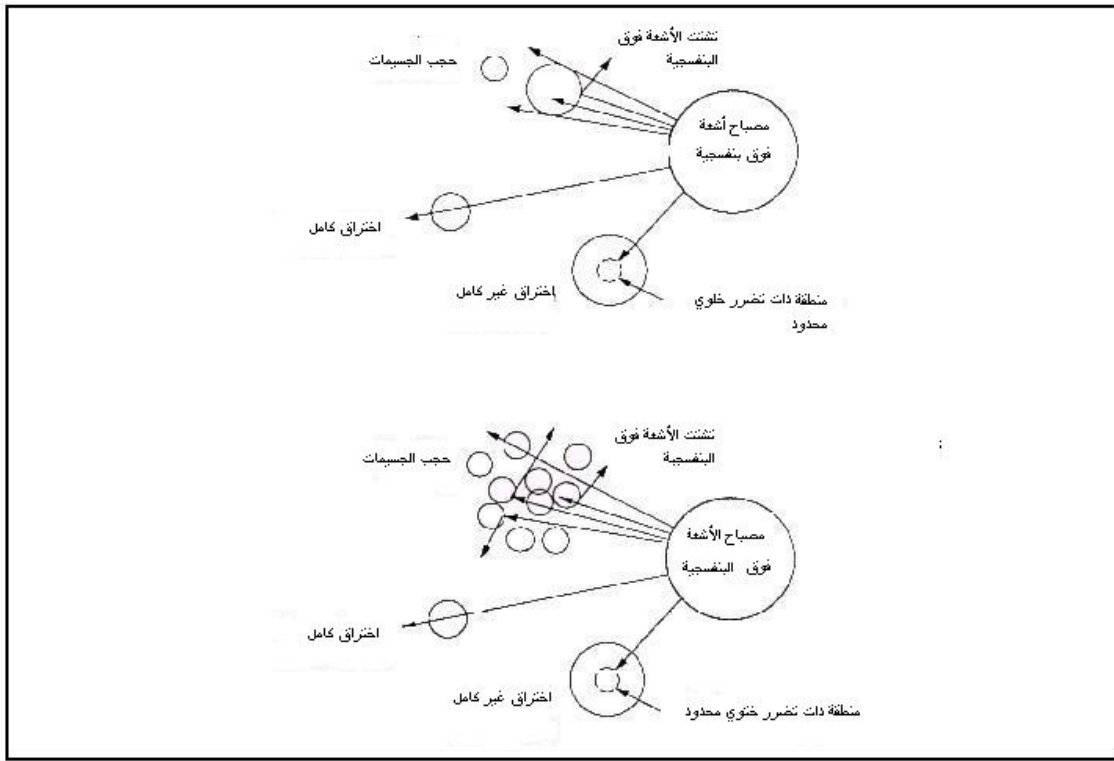
يؤدي التصميم الهندسي الرديء في داخل خزان التلامس بالأشعة فوق البنفسجية (والذي يخلق فراغات بين المصابيح) إلى مساحات ممتدة لا يحصل فيها تطهير جيد (Hazen and Sawyer, 1992). وأحد الاعتبارات الهامة لتحسين التطهير تكون بإنقاص الفراغات الممتدة، حيث يكون التعرض للأشعة فوق البنفسجية محدوداً. ويجب

المحافظة على ظروف الجريان المستمر في داخل الخزان، ولكن يجب خلق بعض التدفق الدوامي بين المصابيح للحصول على خلط دائري للماء المتدفق. وبهذه الطريقة يمكن توزيع الجريان بصورة منتظمة بين مناطق الإشعاع فوق البنفسجي المختلفة الشدة، مما يسمح بالتعرض للنطاق الكامل للإشعاع فوق البنفسجي المتوافر (Hazen and Sawyer, 1992). وكما ذكر سابقاً، توفر أنظمة الأشعة فوق البنفسجية مدة تلامس بالثواني. لذلك فإنه من الأهمية بمكان أن يُبنى النظام بطريقة تحد من حصول الدوائر القصيرة.

3.4.8 فعالية التطهير

وجد أن التطهير بالأشعة فوق البنفسجية فعال في تثبيط الجراثيم والفيروسات. وتحتاج معظم الجراثيم والفيروسات إلى جرعات أشعة فوق بنفسجية منخفضة، تقع في نطاق 2-6 ملي واط ثانية/سم²، للحصول على التثبيط اللوغاريتمي المطلوب. أما حويصلات الأوالي الانثوية، خاصة الجياردية وخفية الأبواغ فهي مقاومة للتثبيط بالإشعاع فوق البنفسجي أكثر بكثير من الكائنات الدقيقة الأخرى.

تعطي الأجزاء التالية وصفاً لنتائج عدد من الدراسات التي بحثت إمكانية استخدام الأشعة فوق البنفسجية في تثبيط الجراثيم و الفيروسات والأوالي.



الشكل 4-8: تداخلات الجسيمات التي تؤثر على فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية

1.3.4.8 تثبيط الجراثيم والفيروسات

يلزم جرعات منخفضة من الإشعاع فوق البنفسجي لتثبيط الجراثيم والفيروسات. فقد وجد في إحدى الدراسات أن تثبيط الجراثيم الهوائية بالأشعة فوق البنفسجية قريب من تثبيطها بالكلور، وذلك بعد التنقية بالكربون الحبيبي المنشط (Kruithof et al., 1989).

وقد وجد في إحدى الدراسات أن مقدرة الإشعاع فوق البنفسجي أعلى من مقدرة الكلور في تطهير مياه جوفية تحوي على فيروسات، حتى مع زيادة متبقي الكلور إلى 1.25 ملغم/لتر على مدة تلامس 18 دقيقة (Stade et al., 1986). وقد كانت جرعة الإشعاع فوق البنفسجي في هذه الدراسة 25 ملي واط ثانية/سم².

يبين الجدول (2-8) نتائج دراسة حديثة أجريت على محطة ريادية (Sincer et al., 1996). وكما يظهر من جرعات الإشعاع فوق البنفسجي للحصول على نفس مستوى التثبيط، فإن خصائص المياه تؤثر بشكل كبير على فعالية التطهير، ويعتقد الباحثون أن تركيز الحديد الأعلى في مياه المحطة الريادية الثانية الشكل (3-8) تداخل مع الأشعة البنفسجية أو أثر على تكتلات جسيمات MS-2 الحمية.

كذلك قارن (Sincer et al., 1996) حساسية الكوليفاج MS-2 لفيروس التهاب الكبد الوبائي A والفيروس السنجابية والفيروس العجلبية في عشر عينات مياه جوفية. وقد اظهرت النتائج أن MS-2 أكثر مقاومة للتطهير بالأشعة فوق البنفسجية بمرتين أو بثلاث مرات من الفيروسات الثلاث التي تصيب الإنسان.

الجدول 8-2: الجرعات اللازمة لتنشيط MS-2

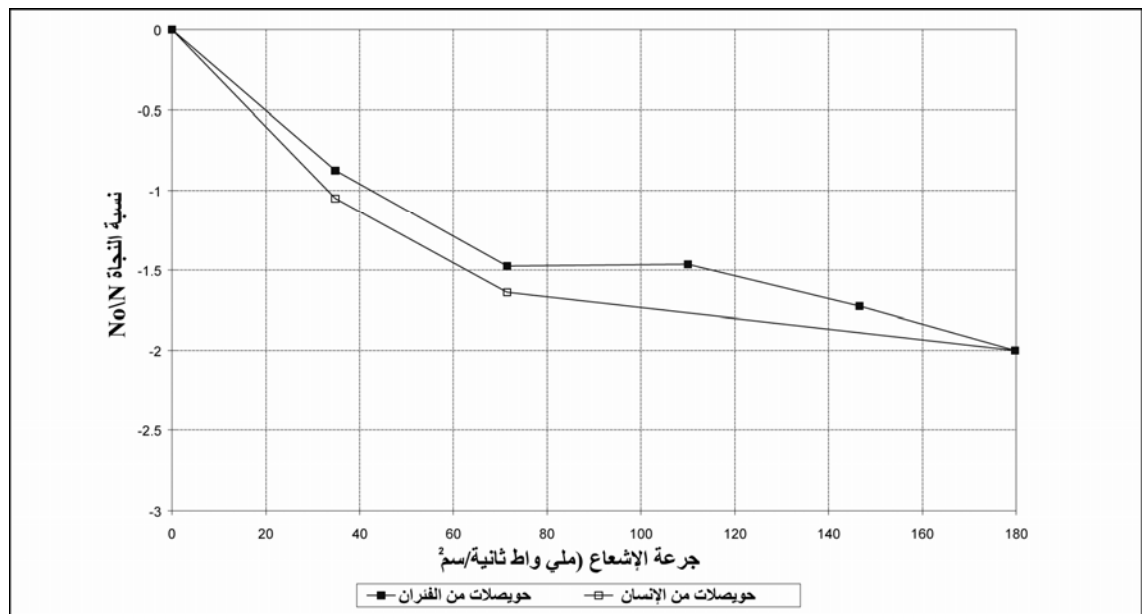
المحطة الريادية (2) مللي واط . ثانية/سم ²	المحطة الريادية (1) مللي واط . ثانية/سم ²	لوغاريتم تنشيط MS-2
15.3	3.9	1
39.3	25.3	2
63.3	46.7	3
87.4	68	4
111.4	89.5	5
135.4	111.5	6

2.3.4.8 تنشيط الأوالي

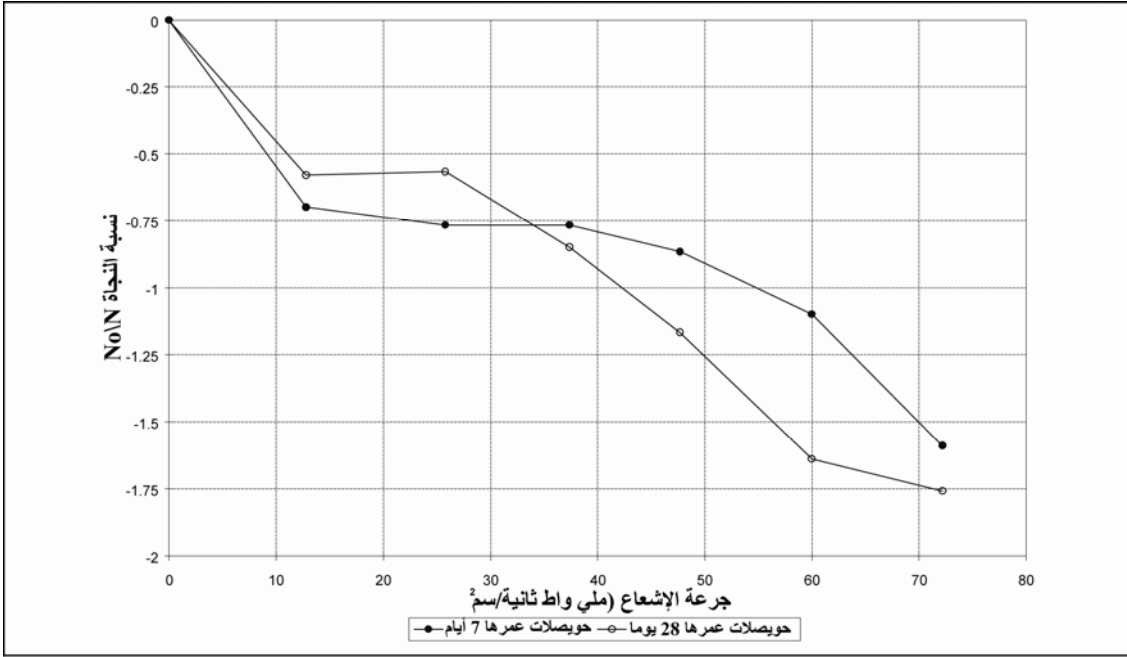
مع أن الاعتقاد كان سائداً بأن الأوالي تقاوم التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، إلا أن الدراسات الحديثة أثبتت أن هذه الأشعة قادرة على تنشيط الأوالي الطفيلية. ولكن النتائج أشارت إلى أن هذه الكائنات تحتاج إلى جرعة إشعاعية أعلى من تلك التي تلزم للكائنات الممرضة الأخرى. وقد تم تنشيط 80% من حويصلات الجياردية اللبيلية على جرعات أشعة فوق بنفسجية مقدارها 63 ملي واط ثانية/سم² (Rice and Hoff, 1981) وقد تم الحصول على تنشيط لوغاريتمي واحد لحويصلات الجياردية ميوريس عندما ازدادت جرعة الإشعاع فوق البنفسجي إلى 82 ملي واط ثانية/سم² (Carlson et al., 1982).

وللوصول إلى تنشيط مساوي لـ 2 لوغاريتم لحويصلات الجياردية ميوريس، فإن الحد الأدنى لجرعة الأشعة فوق البنفسجية اللازمة يجب أن تكون أعلى من 121 واط ثانية/سم². وقد قام (Karnis et al., 1992) باختبار إمكانيات الضوء فوق البنفسجي في تنشيط حويصلات الجياردية اللبيلية التي تم استخلاصها من الإنسان ومن الحيوانات. وقد عانت كل من المجموعتين نقصان 2 لوغاريتم على جرعة إشعاع مساوية لـ 180 ملي واط ثانية/سم². وهنالك عاملان مهمان يجب أخذهما بعين الاعتبار عند تحديد الجرعة اللازمة لتنشيط الجياردية، وهما مصدر الأوالي ومرحلة نمو الكائن الدقيق

(Karanis et al., 1992)، ويبين الشكل (5-8) أن مصدر الأوالي مهم في تحديد الجرعة اللازمة. والشكل (6-8) مأخوذ من دراسة أجريت في عام 1992 على تنشيط الشوكمية رايوسوس (Karanis et al., 1992). وتبين هذه البيانات أن عمر الأوالي يمكن أن يؤثر كثيراً على الجرعة اللازمة للوصول إلى مستوى معين من التنشيط.



الشكل (5-8): جرعات الأشعة فوق البنفسجية اللازمة لتنشيط حويصلات الجياردية اللبيلية التي تم الحصول عليها من مصدرين



الشكل 8-6: تأثير مرحلة نمو رايسودس A على جرعة الإشعاع فوق البنفسجي اللازمة لتحقيق التثبيط

أظهرت نتائج دراسات أجريت حديثاً أن هناك احتمالية لتثبيط خفية الأبواغ بارتفاع استخدام التطهير بالأشعة فوق البنفسجية. تم الحصول على تخفيض مقداره 2 إلى 3 لوغاريتم في تثبيط الحويصلات الانثوية للخفية الأبواغ بارتفاع استخدام نظام الضوء فوق البنفسجي ذي الضغط المنخفض بشدة إشعاع نظرية مساوية لـ 14.58 ملي واط. ثانية/سم² ومدة تلامس 10 دقائق (جرعة الإشعاع فوق البنفسجية 8.748 ملي واط. ثانية/سم²) (Campbell et al., 1995). واستخدام نظام ترشيح مع أشعة فوق بنفسجية والذي وصف من قبل (Johnson, 1997) كان قادراً على إعطاء جرعة بمقدار 8000 ملي واط. ثانية/سم²، كانت كافية لإحداث تثبيط مقداره 2 لوغاريتم للحويصلات الانثوية لخفية الأبواغ. وقد وجد أن طريقة الأشعة فوق البنفسجية النابضة، والتي تعطي جرعة تساوي 1900 ملي واط. ثانية/سم² داخل المفاعل قادرة على تحقيق مستويات تثبيط حوالي 2 لوغاريتم للحويصلات الانثوية للخفية الأبواغ (Clancy et al., 1997). وفي هذه الدراسة كانت مدة المكوث في المحول 4.7 ثانية. وقد تم تشغيل الوحدة لنعطي 46.5 نبضة (10 هيرتز). وتنقل كل نبضة الطاقة بمعدل شدة يساوي 41 ملي واط. ثانية/سم² تقريباً.

3.3.4.8 ملخص لجرعة الإشعاع فوق البنفسجية

يعتبر الإشعاع فوق البنفسجي فعالاً في تثبيط الجراثيم والفيروسات الممرضة. وتبلغ جرعة الإشعاع لتثبيط لوغاريتمي مقداره 2 و3 للفيروسات 21 و 36 ملي واط. ثانية/سم² على التوالي (AWWA, 1991). وقد تم الحصول على قيم هذه الجرعات من دراسات على تثبيط فيروس يرقان الكبد A، وتم اشتقاقها باستخدام معامل أمان مقداره 3 على بيانات التثبيط. وقد بينت دراسات حديثة على فيروس يرقان الكبد A في عدد من مصادر المياه الجوفية، أن الجرعة اللازمة لتحقيق تثبيط مقداره 4 لوغاريتم تتراوح بين 6-15 ملي واط. ثانية/سم² (Sincer et al., 1996). ولم يستخدم معامل أمان على الجرعات. وقد تم التوصل إلى تثبيط مقداره 4 لوغاريتم لتثبيط الكوليفاج MS-2 على جرعة مقداره 93 ملي واط. ثانية/سم² (Sincer et al., 1996). وفي حالة المياه الجوفية التي تحتوي على تراكيز حديد (0.65 جزء بالمليون)، فإن تطبيق معامل أمان مقداره 1.5 على أعلى جرعة تم تسجيلها لتثبيط الفيروسات سيعطي جرعة إشعاع فوق بنفسجية مقدارها 140 ملي واط. ثانية/سم² لتثبيط الفيروسات بمقدار 4 لوغاريتم على الأقل.

وتلخيصاً لما سبق، فإن الإشعاع فوق البنفسجي فعال ضد الجراثيم والفيروسات بجرعات منخفضة. ولكن يلزم جرعات أعلى بكثير لتثبيط خفية الأبواغ والجياردية.

5.8 نواتج التطهير الجانبية للإشعاع فوق البنفسجي

يختلف التطهير بالإشعاع فوق البنفسجي عن التطهير بالمطهرات الأخرى، من حيث أنه لا يثبط الكائنات الدقيقة عن طريق تفاعلات كيميائية. ولكن بسبب الإشعاع فوق البنفسجي يحدث تفاعل ضوئي كيميائي في الأحماض النووية للكائن. وقد ذكر في المراجع أن تعرض الماء للإشعاع فوق البنفسجي يؤدي إلى تكون الأوزون أو الجذور المؤكسدة الحرة (Ellis and Wells, 1941; Murov, 1973). وبسبب هذا التفاعل، هنالك اهتمام لمعرفة ما إذا كان الإشعاع فوق البنفسجي يكون نواتج جانبية مشابهة لتلك التي تتكون بالأوزنة أو طرق الأكسدة المتقدمة.

1.5.8 المياه الجوفية

لقد قام (Malley et al., 1995) بتحليل 20 عينة مياه جوفية لمعرفة محتواها من الألدهيدات والكيونات، قبل تعرضها للإشعاع فوق البنفسجي.

وقد وجدت مركبات جانبية لعملية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية فقط في عينة مياه جوفية واحدة، كانت ملونة وتحتوي على 24 ملغم/لتر كربون عضوي ذائب لا يمكن إزالته. وقد وجدت تراكيز منخفضة من الفورمالديهايد في تجربتين مكررتين على مياه التنقية بالإشعاع فوق البنفسجية.

وفي الكروماتوغرافيا الغازية، باستعمال لاقط الإلكترونات ككشاف GC/ECD لتسعة عشر عينة مياه جوفية، قبل وبعد التعرض للإشعاع فوق البنفسجي، لوحظ حصول إزاحة لبعض القمم غير المعروفة بعد التعرض للإشعاع.

حدد (Malley et al., 1992) تأثير الإشعاع فوق البنفسجي على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بعد الكلورة البعيدة. ولفحص هذه التأثيرات، تم فحص 20 عينة مياه جوفية لإيجاد تراكيز النواتج الجانبية لعملية التطهير، لنظام تزويد محاكي قبل وبعد التعرض للإشعاع. وأظهرت النتائج أن الإشعاع فوق البنفسجي لم يغير تكون النواتج في النظام المحاكى بفعل الكلور في عينات المياه الجوفية التي تمت دراستها.

ولفحص تأثيرات تغير جرعة الإشعاع فوق البنفسجي على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، تم تعريض ست عينات مياه جوفية لجرعات إشعاعية فوق بنفسجية مقدارها 60، 130 و 200 مللي واط/ثانية/سم² (Malley et al., 1995). وفي هذه الحالة، لم تتكون نواتج جانبية لعملية التطهير لأي من العينات وعلى أي من الجرعات الإشعاعية المستخدمة. وبمقارنة كروماتوغرافات العينات قبل وبعد التعرض للإشعاع ولكل جرعات الإشعاع فوق البنفسجي المستعملة لم تظهر أي فروقات أو أي قمم جديدة فيها.

2.5.8 المياه السطحية

وجد أن تعرض المياه السطحية للإشعاع فوق البنفسجي ينتج كميات قليلة من الفورمالديهايد في معظم العينات التي تمت دراستها (Malley et al., 1995). ووجد أن أعلى تركيز للفورمالديهايد، يصل إلى 14 مايكروغرام/لتر في المياه الخام المنقية بالإشعاع فوق البنفسجي، بينما وجدت كميات نزره (2-1 مايكروغرام) في المياه التي تم تعريضها للإشعاع فوق البنفسجي، بعد معالجتها بالطرق التقليدية. ولأن تكون الفورمالديهايد لوحظ أيضاً في عينة مياه جوفية، يظهر أن تعرض المياه التي تحتوي على مواد هيدروموية (مثل المركبات التي تسبب اللون أو الجزيئات العضوية الكبيرة التي تمتص الإشعاع فوق البنفسجي) للإشعاع فوق البنفسجي ينتج كميات قليلة من الفورمالديهايد. واجراء الفحوصات الكروماتوغرافية على عينات مياه سطحية قبل وبعد تعرضها للإشعاع فوق البنفسجي، لم تظهر أي تغييرات أخرى مهمة في الكروماتوغرامات (ECD/GC).

بسبب حاجة المياه السطحية العالية للكلور، يلزم جرعات كلور أعلى للتطهير بعد التعرض للإشعاع فوق البنفسجي. وهذا يؤدي إلى تراكيز أعلى من المركبات الجانبية لعملية التطهير مقارنة بالمياه الجوفية التي تمت دراستها (Malley et al., 1995). ولكن التأثير الكلي للتعرض للإشعاع فوق البنفسجي، على تكون المركبات الجانبية لعملية التطهير، لم يكن ذا أهمية. وكما في حالة المياه الجوفية، فإن تعرض المياه السطحية للإشعاع فوق البنفسجي لم يغير بصورة كبيرة تراكيز وفصائل النواتج الجانبية لعملية التطهير (مثل ثلاثي هالوجينوالميثانات، حمض هالوأسيتيك 5، HANs، HKs).

3.5.8 تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بالكلورة وإضافة الكلور أمين بعد التعرض للإشعاع فوق البنفسجي

بينت نتائج الأبحاث أن التعرض للإشعاع فوق البنفسجي لا يكون مباشرة نواتج جانبية لعملية التطهير ولا يغير من تركيز أو نوع فصائل النواتج الجانبية المتكونة في التطهير البعدي (Malley et al., 1995).

ولكن يبقى السؤال الهام، حول ما إذا كان الإشعاع فوق البنفسجي يؤثر على سرعة تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بعملية التطهير البعدي. وقد تعرضت عدد من الدراسات لهذا السؤال. وتم اختيار عينتي مياه سطحية كونت سابقاً تراكيز عالية نسبياً من مجموعة كبيرة من النواتج الجانبية لعملية التطهير. وبالرصد المتأني لمتبقيات الكلور، للتأكد من أنها متساوية قبل وبعد التعرض للإشعاع فوق البنفسجي، وُجد أن التعرض للإشعاع لا يؤثر كثيراً على سرعة تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.

وقد أجريت دراسات فقط، لتقدير معدل تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، القابلة للاستخلاص بالمذيب العضوي البنثان، في عينة مياه سطحية على درجات حموضة مختلفة. ووجد أن التعرض للإشعاع فوق البنفسجي لم يؤثر على معدل تكون الكلوروفورم على درجة حموضة 8 (Malley et al., 1995). كذلك فإن التعرض للإشعاع لم يؤثر على معدل تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير على درجة حموضة 5. وعلى درجة حموضة 8 كان الكلوروفورم هو المركب الوحيد الذي تم الكشف عنه في مستخلص البنثان، بينما على درجة حموضة 5 تكون الكلوروفورم والبروموثنائي كلورو ميثان والكلورو ثنائي بروموميثان و 1,1,1 ثلاثي كلورو أسيتون.

تمت دراسة تأثير التعرض للإشعاع فوق البنفسجية على معدل تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، بعد إضافة الكلورامين على عينة مياه سطحية (Malley et al., 1995) وقد تم الكشف فقط عن الكلوروفورم و ثلاثي كلورو حمض الأسيتيك و ثنائي كلور اسيتونيترايل (بتراكيز قليلة) و كلوريد السيانوجين (بتراكيز قليلة) كنواتج جانبية لعملية التطهير. وقد تكون الكلوروفورم فقط على درجة حموضة 8، ولم يتأثر معدل تكونه بتعريض الماء للإشعاع فوق البنفسجي. وعلى درجة حموضة 5 تكون كل من الكلوروفورم وثنائي كلورو أسيتونيترايل، ولكن معدل تكونها لم يتأثر بالتعرض للإشعاع فوق البنفسجي. كما بينت النتائج أن تكون كلوريد السيانوجين لم يظهر اتجاهًا واضحاً ومهماً نتيجة التعرض للأشعة فوق البنفسجية.

وتلخيصاً لما سبق، فإن دراسات معدل تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير أشارت إلى أن التعرض للإشعاع فوق البنفسجي لم يؤثر على معدلات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير عند استخدام الكلور أو الكلورامين كمطهرات بعديّة.

6.8 وضع الطرق التحليلية

يستخدم مقياس شدة الإشعاع فوق البنفسجية لرصد الطاقة المنبعثة من نظام التطهير بالأشعة فوق البنفسجية. وتستعمل هذه القراءات مقرونة بقراءات الجريان خلال مفاعل الأشعة فوق البنفسجية لحساب جرعة الإشعاع المستخدمة. ولا يترك الإشعاع فوق البنفسجي متبقي يستلزم الرصد. لذلك يجب إضافة مطهر كيميائي ثانوي لحماية نظام التوزيع من تكاثر القولونيات ومن تكون الطبقة اللزجة. وقد تمت مناقشة طرق تحليل هذه الكيماويات في الوحدات السابقة.

1.6.8 رصد الإشعاع فوق البنفسجية المولد

تعتبر شدة الإشعاع فوق البنفسجي على طول موجة 253.7 نانومتر (طول الموجة السائد المنبعثة من مصابيح بخار الزئبق ذات الضغط المنخفض) مؤشراً يستعمل لرصد قدرة نظام الأشعة فوق البنفسجية على التطهير (Snider et al., 1991). ويتناسب معدل التطهير طردياً مع معدل شدة الضوء فوق البنفسجية. وحيث أن الأجهزة المستخدمة في قياس شدة الإشعاع فوق البنفسجي تقيس شدة الإشعاع في نقطة واحدة فقط، فإنه لا توجد طريقة عملية لقياس معدل شدة الإشعاع لنظام الأشعة فوق البنفسجية في الميدان من قبل المشغل.

يعتمد معدل شدة الإشعاع على الشكل الهندسي الثلاثي الأبعاد للمصباح. وقد قام (Scheibe, 1983) بتطوير نموذج رياضي يمكن بواسطته حساب شدة الإشعاع في أي نقطة داخل مفاعل الأشعة فوق البنفسجية.

تستعمل هذه الطريقة والمعروفة بطريقة شدة الإشعاع في نقاط محددة (PSS) لتقدير معدل شدة الإشعاع المنبعث لأي جهاز أشعة فوق بنفسجية. ويعتمد مصنعو أجهزة التطهير بالأشعة فوق البنفسجية على هذه الطريقة في تصميم أجهزتهم. ويستخدم جهاز قياس شدة الإشعاع فوق البنفسجي، في نقطة واحدة، من قبيل التأكد من كفاءة الجهاز بشكل روتيني.

أما مجسات شدة الإشعاع فوق البنفسجي، فهي عبارة عن صمامات كهربائية ثنائية ضوئية مزودة بمرشحات تعمل على إمرار الأشعة ذات الأطوال الموجبة القادرة على قتل الجراثيم فقط (DeMers and Renner, 1992). وينصح بتركيب عدد من المجسات لا يقل عن اثنين (على المصابيح المنفصلة) في موضع قريب من مركز المصباح، وذلك كجزء من تجهيزات التحكم الخاصة بالنظام. وينصح (White, 1992) بتركيب هذه المجسات على جدار حجرة التطهير في أبعد نقطة عن الأنبوب أو الأنابيب.

تقوم مجسات الأشعة بقياس شدة الإشعاع الناتج من مجموعة المصابيح. وينبغي معايرة هذه المجسات في الميدان، وذلك بهدف أخذ الشكل الهندسي للمصباح بعين الاعتبار. كما ينبغي أن يكون كل مجس من المجسات المركبة قادراً على إعطاء إنذار في حالات انخفاض شدة الأشعة أو الانخفاض الشديد جداً في شدة الأشعة، شريطة أن يكون بالإمكان معايرة درجات الإنذار في الميدان.

1.1.6.8 أداء مجسات الأشعة فوق البنفسجية

قام (Snicer et al., 1996) بوضع مجس الكتروني منفرد للأشعة فوق البنفسجية في منتصف المفاعل، لكي يتمكن من قياس أداء المجس. ويقوم مجس الأشعة بتحويل طاقة الأشعة فوق البنفسجية إلى نبضات إلكترونية، يتم استخدامها لمعرفة كيفية أداء النظام. وقد دلت النتائج الأولية على أن المجس الذي تم تركيبه مع مفاعلي الأشعة فوق البنفسجية اخذ بالتآكل، أو بعبارة أخرى، تراجع أدائه بمرور الوقت. وقد كانت قراءات المجس في المحطة الريادية شاذة وأظهرت ميلاً للانخفاض، خلال مدة التشغيل البالغة ستة أشهر. ولم يكن بالإمكان عزو هذا النقص في الأداء إلى عمر مصباح الأشعة فوق البنفسجية. إضافة إلى ذلك لم يكن بالإمكان إيجاد علاقة بين هذه القراءات والأداء الحقيقي للنظام، الأمر الذي استدعى استشارة المصنع بعد مرور ستة أشهر على تشغيل المجسات لأول مرة، حيث قام المصنع باستبدالها بمجسات من نوع جديد تم تركيبها في كلا المحطتين الرياديتين. وعمل التصميم الجديد للمجسات على تلافي المشاكل التي صادفتها أثناء فترة التشغيل في الستة أشهر الأولى. وكان أداء المجسات الجديدة ذات العلامة المسجلة ثابتاً وقراءاتها مرتبطة تماماً بالتنبيط الحقيقي لكوليفاج M S-2.

2.6.8 تداخلات المطهرات

تعتبر المواد الصلبة العالقة أهم عامل من عوامل جودة المياه، التي تؤثر على قياس شدة الإشعاع فوق البنفسجي. وتستطيع الجسيمات أن تأوي الجراثيم، وبالتالي تحجب عنها الضوء فوق البنفسجي. ويمكن للأشعة فوق البنفسجية أن تخترق الجسيمات اختراقاً كاملاً أو جزئياً، أو أن تنتشلت بفعل هذه الجسيمات (الشكل 4-8). ويمكن أن لا تمتص بعض الجسيمات الموجودة في الماء الإشعاع فوق البنفسجي. فقد ذكر (Qualls et al., 1983) أن الصلصال يقوم فقط بشتيت الأشعة فوق البنفسجية وبالتالي فإن وجوده في الماء، لا ينقص من فعالية هذه الأشعة بمقدار كبير.

أدرج (Yipard Konasewich, 1972) عدداً من المواد الكيميائية التي تتداخل مع نفاذية الأشعة فوق البنفسجية على طول الموجة 253.7 نانومتر من بينها المركبات الفينولية والأحماض الهيومية وأيون الحديد.

7.8 الاعتبارات التشغيلية

للتأكد من فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية لنوعية معينة من المياه ينصح بعمل محطة ريادية في الموقع، وإجراء الفحوصات اللازمة عليها. وتتضمن هذه الفحوصات إضافة أنواع معينة من الكائنات الدقيقة إلى الماء الداخل إلى المحطة، وفحص معدلات النجاة في مياه التنقية وحسب مواصفات Standard 55, "National Science Foundation"، لأنظمة معالجة المياه بالأشعة فوق البنفسجية. وينصح بعدم استخدام هذه الأنظمة في التنقية إذا كانت نفاذية الأشعة فوق البنفسجية أقل من 75% (NSF, 1991). أما إذا كانت نفاذية الأشعة من الماء الخام أقل من 75% فيجب أن يسبق التنقية بالأشعة فوق البنفسجية خطوات تنقية أخرى (لزيادة نفاذية الأشعة)، أو أن يستخدم مطهر آخر.

وكما ذكر سابقاً، تؤثر بعض المواد سلباً على أداء التنقية بالأشعة فوق البنفسجية. إما بامتصاص الأشعة أو بشتيتها. ومن هذه المواد: الحديد والكروم والنحاس والكوبالت والكبريتيت والنيتريت. ويجب أن يتم التركيز على إقصاء تراكيز هذه المواد في العمليات الكيميائية التي تسبق التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، حيث أن وجودها يؤثر سلباً على كفاءة التطهير.

1.7.8 تشغيل المعدات

عند تصميم أجهزة التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، يجب أن يكون هناك مرونة في التصميم تسمح بتنقية معدلات تدفق متغيرة. ففي حالة التدفق المنخفض، يمكن أن يتكون مفاعل التطهير من إناء واحد لتنقية كامل كمية التدفق. ويجب توفير إناء احتياطي بنفس السعة لاستخدامه في حالة توقف الإناء الأول عن العمل. أما إذا كانت معدلات

التدفق مرتفعة، فيجب توفير مفاعل مكون من عدد من الأواني تشغل على نظام "بدء /توقف" وتجزئة التدفق بين هذه الأواني للمحافظة على اتزان وقت التشغيل لكل منها، ولتجنب الأحمال الهيدروليكية الزائدة. كما يجب توفير صمامات تمكن من فصل هذه الأواني عن بعضها البعض، ونظام تصريف لتفريغ الماء من إناء المفاعل في حالة توقفه عن العمل.

1.1.7.8 فترة حياة مصباح الأشعة فوق البنفسجية

تقل فعالية مصابيح الأشعة فوق البنفسجية بمرور الوقت. ويؤثر على فعالية هذه المصابيح عاملان رئيسيان، أولهما هو التعرض المسرف للأشعة فوق البنفسجية، والذي يجعلها غير شفافة، وثانيهما هو تعطل الأقطاب الذي يحدث بتريديها المستمر، نتيجة لإضاءة وإطفاء المصابيح. وإضاءة وإطفاء المصابيح المتكرر يؤدي إلى فترة حياة أقصر للمصباح. وعند تحديد احتياجات التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، يعتبر نقصان في فعالية الأشعة مقداره 30% دليلاً على انتهاء فترة حياة المصباح. وتبلغ فترة الحياة المتوقعة للمصابيح المنخفضة الضغط حوالي 8800 ساعة.

2.1.7.8 اتساخ حافظة الكوارتز

يؤدي اتساخ حافظة الكوارتز إلى نقصان في كمية الإشعاع فوق البنفسجي التي تصل إلى الماء وتقدر نفاذية الحافظات بأكثر من 90% إذا كانت جديدة ونظيفة. ولكن بمرور الوقت فإن أسطح هذه الحافظات تبدأ بتجميع الأوساخ العضوية وغير العضوية (مثل: الحديد والكالسيوم والطين) مما يؤدي إلى نقصان في نفاذيتها (USEPA, 1996). وعند تحديد احتياجات التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، فإن نقصان النفاذية بمقدار 30% يعتبر مؤشراً على اتساخ الحافظات.

2.7.8 صيانة المعدات

1.2.7.8 استبدال مصابيح الأشعة فوق البنفسجية

يجب توفير الحيز الكافي في محيط إناء المفاعل ليسمح بإجراء صيانة المصابيح واستبدالها عند الحاجة. ويتضمن استبدال المصباح، إزالة الوصلة الكهربائية من المصباح القديم ووضعها في الجديد.

2.2.7.8 تنظيف الحافظات الكوارتزية

يمكن تنظيف الحافظات الكوارتزية بطرق فيزيائية أو كيميائية. وبدائل طرق التنظيف الفيزيائية تتضمن:-

- ماسحاً ميكانيكياً أوتوماتيكياً.
- معدات فوق صوتية.
- الغسل باستخدام ماء تحت ضغط مرتفع.
- التنظيف باستخدام الهواء.

أما الطرق الكيميائية في التنظيف، فتشمل حمض الكبريتيك أو الهيدروكلوريك. وقد يحوي مفاعل الأشعة فوق البنفسجية نظام تنظيف فيزيائي واحد أو أكثر مع توفير التنظيف الكيميائي بين العينة والأخرى.

3.2.7.8 متفرقات

تشمل الصيانة الفعالة لنظام الأشعة فوق البنفسجية ما يلي:-

- الفحص الدوري للتشغيل السليم.
- معايرة مقياس شدة الإشعاع للتأكد من سلامة حساسيته.
- فحص و/أو تنظيف إناء المفاعل من الداخل.

3.7.8 الطاقة الاحتياطية

يحتاج إنتاج الأشعة فوق البنفسجية إلى الكهرباء لتشغيل المحولات الإلكترونية التي بدورها تشغل المصابيح. ولأن التطهير من أكثر الأمور أهمية في إنتاج مياه الشرب، فيجب المحافظة على بقاء نظام الأشعة فوق البنفسجية عاملاً أثناء انقطاع التيار الكهربائي. ولتحقيق ذلك يستخدم إما نظام تغذية كهربائية مزدوج أو مولد كهربائي احتياطي. ويحتاج كل مصباح من المصابيح المنخفضة الضغط إلى 100 واط من الطاقة الاحتياطية. والاحتياط الآخر الذي يجب أخذه بعين الاعتبار، هو أن لا يُشغل نظام الأشعة فوق البنفسجية من نفس مركز التحكم بالمحركات التي تزود الطاقة ذات التردد المتغير (VFD). وتنتج المحولات الإلكترونية نبضات توافقية تحتاج إلى تخفيف (باستخدام مرشحات خاصة).

8.8 جدول ملخص

الجدول 8-3: ملخص للتطهير بالأشعة فوق البنفسجية

الاعتبارات	الوصف
التوليد	توفر مصابيح الأشعة فوق البنفسجية ذات الضغط المنخفض والمتوسط.
الاستخدامات الأولية	مطهر فيزيائي أولي، يحتاج إلى مطهر ثانوي لتأمين متبقي في نظام التوزيع.
فعالية التثبيط	شديد الفعالية ضد الجراثيم والفيرسات على جرعات منخفضة (5-25) مللي واط/ثانية/سم ² لتحقيق إزالة مقدارها 2 لوغار يتم و 90-140 مللي واط/ثانية/سم ² لإزالة مقدارها 4 لوغار يتم، ويلزم جرعة أكبر بكثير في حالة الكريبتوسبورIDIوم والجياردية (100-8800) مللي واط/ثانية/سم ² لإزالة مقدارها 2 لوغار يتم.
تكون النواتج الجانبية	النواتج الجانبية تتكون في حدها الأدنى.
المقيدات	الخبرة المحدودة والبيانات للأنظمة الكبيرة التي تزيد سعتها عن 200 جالون في اليوم. وقد لا يكون بالإمكان تطهير المياه التي تحتوي على تراكيز عالية من الحديد والكالسيوم والعكر والفينولات بالأشعة فوق البنفسجية.
نقطة الاستخدام	قبل نظام التوزيع
اعتبارات خاصة	الجرعات العالية جداً في حالة خفية الأبواغ والجياردية قد تجعل معالجة المياه السطحية بالأشعة فوق البنفسجية غير عملية.

9.8 المراجع

1. AWWA (American Water Works Association). 1991. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems Using Surface Water Sources.
2. AWWA and ASCE (American Society of Civil Engineers). 1990. Water Treatment Plant Design. Second edition, McGraw-Hill, Inc., New York, NY.
3. Campbell, A.T., et al. 1995. "Inactivation of Oocysts of *Cryptosporidium parvum* by Ultraviolet Radiation." *Water Res.* 29(11):2583.
4. Carlson, D. A., et al. 1982. Project Summary: Ultraviolet Disinfection of Water for Small Water Supplies. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency; Cincinnati, OH, EPA/600/S2-85/092.
5. Clancy, J.L., T.M. Hargy, M.M. Marshall, and J.E. Dyksen. 1997. "Inactivation of *Cryptosporidium parvum* Oocysts in Water Using Ultraviolet Light." Conference proceedings, AWWA International Symposium on *Cryptosporidium* and *Cryptosporidiosis*, Newport Beach, CA.
6. Combs, R., and P. McGuire. 1989. "Back to Basics - The Use of Ultraviolet Light for Microbial Control." *Ultrapure Water Journal.* 6(4):62-68.
7. DeMers, L.D. and R.C. Renner. 1992. Alternative Disinfection Technologies For Small Drinking Water Systems. AWWARF.
8. Ellis, C., and A.A. Wells. 1941. The Chemical Action of Ultraviolet Rays. Reinhold Publishing Co., New York, NY.
9. Hazen and Sawyer. 1992. Disinfection Alternatives for Safe Drinking Water. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
10. Huff, C. B. 1965. "Study of Ultraviolet Disinfection of Water and Factors in Treatment Efficiency." *Public Health Reports.* 80(8):695-705.
11. Jagger, J. 1967. Introduction to Research in Ultraviolet Photobiology. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ.
12. Johnson, R.C. 1997. "Getting the Jump on *Cryptosporidium* with UV." *Opflow.* 23(10):1.
13. Karanis, P., et al. 1992. "UV Sensitivity of Protozoan Parasites." *J. Water Supply Res. Technol. Aqua.* 41(2):95.
14. Kruithof, J.C., et al. 1989. Summaries, WASSER BERLIN '89; International Ozone Association, European Committee, Paris.
15. Malley Jr., J.P., J.P. Shaw, and J.R. Ropp. 1995. "Evaluations of Byproducts by Treatment of Groundwaters With Ultraviolet Irradiation." AWWARF and AWWA, Denver, CO.
16. Murov, S.L. 1973. Handbook of Photochemistry. Marcel Dekker, New York, NY.
17. NSF (National Science Foundation). 1991. NSF Standard 55: Ultraviolet Water Treatment Systems. National Sanitation Foundation, Ann Arbor, MI.
18. Qualls, R., Flynn, M., and Johnson, J. 1983. "The Role of Suspended Particles in Ultraviolet Disinfection." *J. Water Pollution Control Fed.* 55(10):1280-1285.
19. Rice, E.W. and J.C. Hoff. 1981. "Inactivation of *Giardia lamblia* Cysts by Ultraviolet Irradiation." *Appl. Environ. Microbiol.* 42:546-547.
20. Scheible, O.K. and C.D. Bassell. 1981. Ultraviolet Disinfection Of A Secondary Wastewater Treatment Plant Effluent. EPA-600/2-81-152, PB81-242125, U.S. Environmental Protection Agency; Cincinnati, OH.
21. Scheible, O.K. 1983. "Design and Operation of UV Systems." Presented at Water Pollution Control Federation Annual Conference, Cincinnati, OH.
22. Slade, J. S., N.R. Harris, and R.G. Chisholm. 1986. "Disinfection of Chlorine Resistant Enteroviruses in Ground Water by Ultraviolet Radiation." *Water Sci. Technol.* 189(10):115-123.
23. Snicer, G.A., J.P. Malley, A.B. Margolin, and S.P. Hogan. 1996. "Evaluation of Ultraviolet Technology in Drinking Water Treatment." Presented at AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, MA.
24. Snider, K.E., J.L. Darby, and G. Tchobanoglous. 1991. Evaluation of Ultraviolet Disinfection For Wastewater Reuse Applications In California. Department of Civil Engineering, University of California, Davis.
25. Sobotka, J. 1993. "The Efficiency of Water Treatment and Disinfection by Means of Ultraviolet Radiation." *Water Sci. Technol.* 27(3-4):343-346.
26. Tchobanoglous, G.T. 1997. "UV Disinfection: An Update." Presented at Sacramento Municipal Utilities District Electrotechnology Seminar Series. Sacramento, CA.
27. USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1996. Ultraviolet Light Disinfection Technology in Drinking Water Application - An Overview. EPA 811-R-96-002, Office of Ground Water and Drinking Water.
28. USEPA. 1986. Design Manual: Municipal Wastewater Disinfection. EPA/625/1-86/021, Office of Research and Development, Water Engineering Research Laboratory, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH.
29. USEPA. 1980. Technologies for Upgrading Existing and Designing New Drinking Water Treatment Facilities. EPA/625/4-89/023, Office Drinking Water.
30. Von Sonntag, C. and H. Schuchmann. 1992. "UV Disinfection of Drinking Water and By-Product Formation - Some Basic Considerations." *J. Water SRT-Aqua.* 41(2):67-74.
31. White, G.C. 1992. Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
32. Wolfe, R.L. 1990. "Ultraviolet Disinfection of Potable Water." *Environ. Sci. Tech.* 24(6):768-773.
33. Yip, R.W. and D.E. Konasewich. 1972. "Ultraviolet Sterilization Of Water - Its Potential And Limitations." *Water Pollut. Control (Canada).* 14:14-18.

المطهرات المشتركة

ازداد استعمال المطهرات المشتركة بالتتابع أو بالتزامن في السنوات الاخيرة، ويمكن أن يُعزى هذا الإزداد إلى الحقائق التالية:-

- لقد أثبتت بعض المطهرات الأقل فعالية، مثل الكلورامين، فعاليتها في تخفيض تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير وفي الحد من تكون الطبقات اللزجة في نظام التوزيع.
- قيام المستهلكين والمشرعين بالضغط على منتجي المياه، لتأمين مياه تم تطهيرها، لتصل إلى مستويات تثبيط مرتفعة للكائنات الممرضة المختلفة، مما دفع بالصناعة لإيجاد مطهرات أكثر فعالية. ويمكن الوصول إلى فعالية أعلى للتطهير باستخدام جرعات أكبر من المطهرات. ولكن هذا يكون مقرونًا بتكون كميات أكبر من النواتج الجانبية لعملية التطهير.
- لقد دلت الأبحاث التي أجريت مؤخراً أن استخدام المطهرات بالتتابع، أكثر فعالية من التأثير التجميعي للمطهرات منفصلة. وتسمى العملية التي يزيد فيها كل مطهر من فعالية المطهر الآخر، إما بالاستخدام المتزامن أو التتابعي، للحصول على تثبيط أكثر فعالية للكائنات الممرضة، بالتطهير التفاعلي (Interactive Disinfection)

يناقش هذا الفصل الاستخدامات الصناعية الحديثة للمطهرات المشتركة، لتحقيق احتياجات التطهير المختلفة، وفي نفس الوقت خفض مستويات النواتج الجانبية لعملية التطهير. وسيتم في البداية مناقشة المطهرات التقليدية المستخدمة في عملية التطهير الأولي والثانوي. وسيتم ذلك مناقشة المطهرات المتفاعلة حيث يضاف مطهران معاً لتحقيق التطهير الأولي المطلوب. وهنا يجب ملاحظة أن قانون معالجة المياه السطحية المكثف IESWTR لا يعطي أي ميزة إضافية للتطهير المتفاعل أو التأثيرات التعاونية للتطهير المتفاعل. وحتى يتم تأسيس هذا التميز يعتبر التطهير المتعدد تقنية في مرحلة التطوير. ولن يبحث هذا الفصل في أنظمة المؤكسدات المختلطة، والمصممة لتوليد مؤكسدات مختلطة في الموقع لأغراض تطهير مياه الشرب، التي تعتبر أيضاً تقنية في مرحلة التطوير.

1.9 المطهرات الأولية والثانوية

إذا تم فصل مهمة التثبيط عن مهمة متبقيات المطهرات في معالجة المياه، فيمكن تعظيم كل منهما على انفراد. وبهذا يمكن تعريف المطهرات المشتركة المستخدمة حالياً في التطهير كمطهرات أولية أو ثانوية كما يلي:-

- يشير التطهير الأولي إلى تثبيط الكائنات الدقيقة، لتحقيق الإحتياجات التشريعية البكتيريولوجية. ويمكن تحقيق هذه الإحتياجات في العادة بالوصول إلى قيم (م.ت) محددة للتأكد من أن هدف التثبيط اللوغاريتمي للكائنات المستهدفة هو كما ينص عليه قانون معالجة المياه السطحية (AWWA, 1991) (SWTR).
- يشير التطهير الثانوي إلى استخدام مطهر لتحقيق الإحتياجات التشريعية لأنظمة التوزيع، من حيث النوعية البكتيريولوجية، كما هو مبين في قانون عصيات القولون الكلية (TCR). وينص قانون معالجة المياه السطحية على وجود متبقيات مقاسة من المطهر، أو أن تكون النوعية البكتيريولوجية متوافقة مع مواصفات معينة (عدد الجراثيم الهوائية) أقل من 100/500 مللتر.

وحتى يكون المطهر الأولي فعالاً يجب أن يكون قادراً على تثبيط الكائنات المستهدفة. ويذكر الجدول (1-9) بعض المطهرات الأولية التي يمكن استخدامها كما تم توضيحه في الفصول من 2 إلى 8.

الجدول 9-1 : مطهرات الأولية التي يمكن استخدامها

مطهرات أولية يمكن استخدامها		الكائن المستهدف
بدون ترشيح	بالترشيح ¹	
الكلور ثاني أكسيد الكلور التطهير التفاعلي ³	الكلور الكلورامين ثاني أكسيد الكلور الأوزون الأشعة فوق البنفسجية التطهير التفاعلي	بكتيريا القولونيات
الكلور ² ثاني أكسيد الكلور ² التطهير التفاعلي ³	الكلور ² ثاني أكسيد الكلور ² الأوزون ² التطهير التفاعلي	حويصلات الجياردية
الكلور ² ثاني أكسيد الكلور ² الأشعة فوق البنفسجية ² التطهير التفاعلي ³	الكلور ² ثاني أكسيد الكلور ² الأوزون ² الأشعة فوق البنفسجية ² التطهير التفاعلي	الفيروسات
ثاني أكسيد الكلور التطهير التفاعلي ³	ثاني أكسيد الكلور الأوزون التطهير التفاعلي	حويصلات خفية الأبواغ الأنثوية

1. الترشيح الطبيعي أو التنقية بالترشيح يخفض احتياجات التثبيط بالتطهير.

2. تم النص على درجة التثبيط في قانون معالجة المياه السطحية.

3. لا يشجع استخدام الأوزون أو البيروكسون دون ترشيح في حالة التطهير التفاعلي.

وكما نوقش في الفصول السابقة، فإن بعض المطهرات الفعالة (مثل: الأوزون والأشعة فوق البنفسجية وفي بعض الأحيان ثاني أكسيد الكلور) لا تترك متبقيات ثابتة. لذلك فإن التطهير الثانوي محدد بالمطهرات التي تبقى ثابتة في نظام التوزيع، ويمكن ترتيب هذه المطهرات حسب النقصان في ثباتها كما يلي: الكلورامين والكلور وثاني أكسيد الكلور.

بناء على ما تقدم، يمكن تحديد مجموعات المطهرات التي تشكل خياراً مجدياً لتحقيق احتياجات التطهير في سلسلة خطوات التنقية المختلفة. وهناك توضيحات لاستخدام هذه المجموعات لأهداف التنقية المختلفة. ويجب ملاحظة أن أهداف التنقية تعتمد على التنقية المستخدمة. ولتحقيق حدود النواتج الجانبية لعملية التطهير، وخاصة حدود ثلاثي هالوجينوميثان، قيمت عدد من الدراسات استخدام المطهرات الأولية والثانوية المختلفة. ويبين الجدول (9-2) الاستخدامات المعتادة لهذه المطهرات المشتركة.

الجدول 9-2: المطهرات الأولية والثانوية المشتركة واستخداماتها المعتادة في معالجة المياه

أولي / ثانوي	الاستخدامات المعتادة	ملاحظات
كلور / كلور	مياه خام، احتمالية تكوينها لثلاثي هالوجينوميثان منخفض، كربون عضوي كلي منخفض، تنقية تقليدية مع تعظيم التخثير.	أكثر المطهرات استخداماً، نظام فعال.
كلور / كلورامين	تكون ثلاثي هالوجينوميثان معتدل، عادة في التنقية التقليدية.	الكلور للتطهير، والكلورامين للحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.
ثاني أكسيد الكلور / ثاني أكسيد الكلور	احتمال عالي لتكوين ثلاثي هالوجينوميثان، تحتاج إلى ترشيح للتخلص من خفية الأبواغ، حاجة الماء المعالج لثاني أكسيد الكلور منخفض.	استعمال ثاني أكسيد الكلور كمطهر أولي وثانوي تستلزم وضع حد على الجرعة للحد من الكلورات/الكلوريت المتبقية.
ثاني أكسيد الكلور / كلورامين	تكون عالي للنواتج الجانبية لعملية التطهير، تحتاج إلى ترشيح لإزالة خفية الأبواغ.	جرعة ClO_2 الأولية محددة بمتبقيات الكلورات، الكلوريت. ثابت، مطهر ثانوي قلي الفعالية.
أوزون / كلور	تكون معتدل للنواتج الجانبية لعملية التطهير، مباشر أو دون ترشيح، احتمالية منخفضة لتكوين ثلاثي هالوجينوميثان.	تطهير عالي الفعالية للحصول على تثبيط لوغاريتمي مرتفع، احتمال تكون ثلاثي هالوجينوميثان منخفضة للقبول بالكلور.
أوزون / كلورامين	تكون معتدل للنواتج الجانبية لعملية التطهير.	تطهير فعال للوصول إلى تثبيط لوغاريتمي مرتفع، احتمال تكون ثلاثي هالوجينوميثان منخفض للقبول بمتبقى الكلور المتحد.
أشعة فوق بنفسجية/كلور	يحتاج إلى ترشيح غشائي لتوفير إزالة فاعلة للخفية الأبواغ والجياردية. الأشعة فوق البنفسجية لتثبيط الفيروسات، تطهير المياه الجوفية، احتمالية منخفضة لتكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير.	تطبيق نادر ولكنه ممكن في ظروف معينة، تثبيط قليل للجياردية، لا تثبيط لخفية الأبواغ.
الأشعة فوق البنفسجية/ الكلورامين	يحتاج إلى ترشيح غشائي للإزالة الفاعلة للجياردية وخفية الأبواغ. الأشعة فوق البنفسجية لإزالة الفيروسات فقط، تطهير المياه الجوفية، احتمال معتدل لتكوين ثلاثي هالوجينوميثان.	تطبيق نادر، ولكنه ممكن في حالات خاصة. لا يحصل تثبيط للجياردية وخفية الأبواغ.

*ملاحظات: التكون القليل للنواتج الجانبية لعملية التطهير يعني إنتاجاً أقل من القيمة القياسية المقترحة في المرحلة الثانية (أقل من 0.04 ملغم/لتر) ثلاثي هالوجينوميثانات الكلية، أقل من 0.03 ملغم/لتر من هالوجينو حمض الأستيك 5، تكون معتدل للنواتج الجانبية لعملية التطهير تعني أقل من القيمة القياسية للمرحلة الأولى وأكثر من القيمة القياسية المقترحة في المرحلة الثانية. تكون نواتج جانبية مرتفع يعني إنتاجاً أكثر من القيمة القياسية في المرحلة الأولى أكبر من 0.060 ملغم/لتر ثلاثي هالوجينوميثانات الكلية، وأكثر من 0.060 ملغم/لتر من هالوجينو حمض الأستيك 5.

1.1.9 تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير عند استخدام المطهرات المشتركة الأولية والثانوية

من بين العوامل التي يعتمد عليها نوع وتركيز النواتج الجانبية لعملية التطهير، المطهرات المشتركة المستخدمة لتحقيق التطهير الأولي والثانوي وجودة المياه. فمثلاً يؤدي التطهير بالأوزون/كلورامين إلى تراكيز أقل من ثلاثي هالوجينوميثان من التطهير بالكلور/كلورامين لنوعية معينة من المياه. إلا أن استخدام بديل الأوزون/كلورامين يمكن أن يزيد من تكون نواتج جانبية أخرى لعملية التطهير مثل الألدهيدات والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي. وليس هناك مطهرات مشتركة معينة يمكن تطبيقها في جميع الحالات. ويخلص الجدول (9-3) المركبات الجانبية لعملية التطهير التي يمكن أن تتكون بالمطهرات المشتركة المختلفة. وقد تمت مناقشة هذه النواتج الجانبية بتفصيل أكبر في الفصول السابقة من هذا الدليل.

الجدول 9-3: النواتج الجانبية لعملية التطهير المرتبطة بطرق الأكسدة/التطهير المشتركة المختلفة

البدائل				
الأكسدة المسبقة	التطهير الأولي	التطهير الثانوي	النواتج الجانبية المحتملة	ملاحظات
كلور	كلور	كلور	النواتج الجانبية المهلجنة لعملية التطهير	أعلى تكون للنواتج الجانبية المهلجنة مقارنة باستراتيجيات التطهير الأخرى معظمها ثلاثي هالوجينميثان وهالوجينوحمض الأسيتيك. تتكون بتراكيز منخفضة.
كلور	كلور	كلورامين	النواتج الجانبية المهلجنة، كلوريد السيانوجين، بروميد السيانوجين	يقل تركيز النواتج الجانبية المهلجنة وخاصة ثلاثي هالوجينو ميثانات وهالوجينو حمض الأسيتيك مقارنة مع كلور/كلور/كلور. تتكون بتراكيز منخفضة.
ثاني أكسيد الكلور	ثاني أكسيد الكلور	كلور	النواتج الجانبية المهلجنة	يمكن تأخير تكون النواتج المهلجنة بتأخير نقطة إضافة الكلور.
			الألدهيدات، الأحماض، الكربوكسيلية، أمحاض المالبيك	تتكون بتراكيز منخفضة
			الكلورات الكلوريت	الكلوريت هو الناتج الأساسي لتفكك ثاني أكسيد الكلور.
ثاني أكسيد الكلور	ثاني أكسيد الكلور	كلورامين	النواتج الجانبية المهلجنة	يقل تكون النواتج الجانبية (خاصة ثلاثي هالوجين ميثان وهالوجينوحمض الأسيتيك) بتجنب استخدام الكلور الحر.
			الألدهيدات، الأحماض، الكربوكسيلية، أمحاض المالبيك	تتكون بتراكيز منخفضة نسبياً.
			الكلورات / الكلوريت	يتكون الكلوريت نتيجة لتفكك ثاني أكسيد الكلور.
بيرمنجنات البوتاسيوم	الكلور	الكلور	النواتج الجانبية المهلجنة	يمكن خفض تكون النواتج الجانبية المهلجنة بتأخير نقطة الكلورة.
			الألدهيدات	تتكون بتراكيز منخفضة.
بيرمنجنات البوتاسيوم	كلور	كلور	النواتج الجانبية المهلجنة كلوريد السيانوجين بروميد السيانوجين	يمكن إنقاص النواتج المهلجنة مقارنة مع بيرمنجنات البوتاسيوم/كلور/كلور
			الألدهيدات	تتكون بتراكيز منخفضة نسبياً.
أوزون	أوزون	كلور	النواتج الجانبية المهلجنة	تكون النواتج المهلجنة يمكن أن يزيد أو يقل مقارنة مع كلور/كلور/كلور. النواتج المبرمة يمكن أن تتكون إذا كان أيون البروميد موجوداً
كلور	أشعة فوق البنفسجية	كلورامين	نواتج جانبية مهلجنة، كلوريد السيانوجين	يمكن أن تتكون النواتج الجانبية المهلجنة نتيجة للأكسدة المسبقة.
			الألدهيدات	تراكيز منخفضة
بيرمنجنات البوتاسيوم	أشعة فوق بنفسجية	كلورامين	نواتج جانبية مهلجنة	قليلة جداً نتيجة استخدام مؤكسدة أقل فعالية.
			الألدهيدات وأمحاض كربوكسيلية	منخفضة جداً بسبب وجود المؤكسدة الأقل فعالية

*استخدام الأشعة فوق البنفسجية كمطهر أولي محدود بنشاط الفيروسات (وقد يحتاج إلى ترشيح غشائي)، والأشعة فوق البنفسجية النابضة قد تثبط الجارية وخفية الأوباء.

وجد أن كلورة المياه الخام قبل إزالة المواد العضوية الطبيعية، للحصول على متبقى مطهر، يؤدي إلى تكوين تراكيز أعلى من النواتج الجانبية المكلورة لعملية التطهير. وأظهرت الدراسات أن الأكسدة المسبقة للمياه الخام باستخدام الأوزون أو ثاني أكسيد الكلور، يمكن أن تقلل من تكون النواتج الجانبية المهلجنة، لأن نقطة إضافة الكلور

تنقل من المياه الخام إلى المياه الراكدة أو المرشحة التي تحوي تراكيز أقل من مسببات تكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير (MWDSC and JMM, 1989).

يؤدي استخدام الأوزون إلى نقصان في تكون النواتج الجانبية المهلجنة في المياه التي تحوي تراكيز منخفضة من أيون البروميد. ولكن الأوزون يؤدي إلى تكون المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي مما يخلق بيئة مناسبة لزيادة النمو البكتيري في نظام التوزيع. وإزالة الكربون العضوي المتاح بالترشيح البيولوجي (مثلا بالكربون المنشط بيولوجياً) يقلل من احتمالية النمو البكتيري في نظام التوزيع. وعند استخدام الكلورامين كمطهر ثانوي بدلاً من الكلور تقل مدة التلامس مع الكلور، وبالتالي يؤدي إلى نقصان تكون النواتج الجانبية المكلورة. ولكن الكلورامين يؤدي إلى تكوين نواتج جانبية خاصة بها (كلوريد السيانوجين وبروميد السيانوجين). إضافة إلى ذلك، فمدة التلامس القصيرة مع الكلور قبل إضافة الأمونيا يساعد في تثبيط الجراثيم الهوائية، التي تتواجد في الماء الخارج من المرشحات المنشطة بيولوجياً. ويستدعي ذلك إجراء دراسات ريادية لتقييم التوازنات بين تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير واستخدام مطهرات مشتركة لاستخدام معين.

أما الأوزون، فيجب التمعن عند اتخاذ قرار باستعماله، لأنه يكون الالدهيدات. وأحماض الألدوكيتو وأحماض الكربوكسيلك. إلا أن هذه المواد يمكن إزالتها باستخدام المرشحات النشطة بيولوجياً. وفي المياه التي تحوي أيون البروميد، فإن الأوزنة يمكن أن تزيد من تكون المواد العضوية المبرمنة إضافة إلى البرومات.

وفي دراسات ريادية أجراها (Lykins et al., 1991) على مياه تحوي تراكيز منخفضة من البروميد، وجد أن الأوزون متبوعاً بإضافة الكلورامين يعطي تراكيز أقل من النواتج الجانبية المهلجنة. إلا أن هذا لا ينطبق على مياه المصدر التي تحوي تراكيز بروميد مرتفعة نسبياً، بسبب احتمال تكون البرومات وثلاثي هالوجينو ميثانات المبرمنة وأحماض هالواستيك. أما إضافة ثاني أكسيد الكلور فتؤدي إلى تكوين الكلورات والكلوريت، وبعض النواتج الجانبية التي تحوي الأكسجين (مثل حمض الماليك).

2.1.9 تأثير تعديل ممارسات التطهير

قامت وكالة حماية البيئة الأمريكية، واتحاد وكالات العواصم للمياه بتمويل دراسة لمدة عامين لخمس وثلاثين محطة تنقية مياه، لتقييم تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. وقد تم التشجيع على القيام بتجربة احد عشر بديلاً لاستراتيجيات التطهير في أربع من هذه المحطات، لتقييم الاختلافات في تكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير، بالمقارنة مع استراتيجيات التطهير المستخدمة سابقاً في هذه المحطات. وقد تم تحليل وتوثيق الأبعاد المختلفة من هذه الدراسة في ثلاثة تقارير

(MWDSC and JMM, 1989; Jacangelo, 1989; USEPA, 1992)

ويبين الجدول (9-4) الاستراتيجيات الأحد عشر المستخدمة في التطهير الأولي والثانوي. كما يبين الجدول (9-5) التغيرات في تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير للمحطات الأربع بعد تطبيق ثمان من هذه الاستراتيجيات. وفيما يلي وجهات النظر حول التأثيرات المحتملة لهذه الاستراتيجيات كما تم وضعها في التقارير الثلاثة.

الجدول 9-4: استراتيجيات لمطهرات أولية وثانوية

ممارسة التطهير المعدل	وضع التطهير المستخدم
كلور / كلورامين	كلور / كلور
كلورامين / كلورامين	كلور / كلور
ثاني أكسيد الكلور / كلورامين	كلور / كلور
أوزون / كلور	كلور / كلور
أوزون / كلورامين	كلور / كلور
ثاني أكسيد الكلور / الكلور	كلور / كلور
ثاني أكسيد الكلور / ثاني أكسيد الكلور	كلور / كلور
أوزون / كلورامين	كلور / كلورامين
ثاني أكسيد الكلور / كلورامين	كلور / كلورامين
أوزون / كلورامين	أوزون / كلور
أوزون / كلورامين	كلورامين / كلورامين

ملاحظة: أدرجت المطهرات بحيث يظهر المطهر الأولي أولاً والثانوي ثانياً.

الجدول 9-5: التغيرات في تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير للمحطات الأربع بعد تطبيق ثمان استراتيجيات

التغير في ممارسات التطهير (مطهر اولي / مطهر ثانوي)										
النواتج الجانبية لعملية التطهير	كلور/كلور إلى كلور /كلورامين		كلور/كلور إلى أوزون /كلور		كلور / كلور إلى كلورامين /كلورامين		كلور / كلورامين إلى أوزون/كلورامين		كلور / كلور إلى أوزون / كلور / كلورامين	
	المحطة رقم 7	المحطة رقم 19	المحطة رقم 36	المحطة رقم 36	المحطة رقم 7	المحطة رقم 36	المحطة رقم 36	المحطة رقم 25	المحطة رقم 36	المحطة رقم 7
ثلاثي هالوجينوميثانات الكلية	نقصان	نقصان	لم يحدث تغير	نقصان	لم يحدث تغير	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان
هالوجينو حمض الأسيتيك الكلية	نقصان	نقصان	لم يحدث تغير	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان
هالوجينو أسيتونيتريل الكلية	نقصان	نقصان	لم يحدث تغير	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان
هالوجينوكيتونات الكلية	نقصان	لم يحدث تغير	زيادة	نقصان	زيادة	نقصان	زيادة	نقصان	زيادة	نقصان
الالدهيدات الكلية	لم يحل	لم يحل	زيادة	نقصان	لم يحل	نقصان	زيادة	نقصان	زيادة	زيادة
كلوروبكرين	لم يحدث تغير	زيادة	زيادة	نقصان	نقصان	لم يحدث تغير	زيادة	نقصان	زيادة	نقصان
كلورال هايدرات	نقصان	زيادة	زيادة	نقصان	نقصان	نقصان	زيادة	نقصان	زيادة	نقصان
كلوريد السيانوجين	لم يحدث تغير	لم يحل	لم يحدث تغير	نقصان	لم يحدث تغير	زيادة	زيادة	زيادة	زيادة	لم يحدث تغير

ملاحظات: النتائج مبنية على تقييم كامل في المحطات رقم 19 و25 وتقييم ريادي على المحطات رقم 7 ورقم 36. مدة تلامس الكلور الحر كانت 4 ساعات في المحطة رقم 7 خلال تطبيق استراتيجية كلور/كلورامين على الأنظمة. يجب على الأنظمة أن تثبت فعالية الكلورامين كمطهر أولي إذا ما رغب في استعمالها كذلك.

التحول من كلور / كلور إلى كلور / كلورامين:

عند استخدام الكلورامين كمطهر ثانوي فإنه يقصر مدة تلامس الكلور الحر، وبالتالي يقل تكون معظم النواتج الجانبية المعلقة لعملية التطهير، بما فيها ثلاثي هالوجينو ميثان الكلي. ولكن المستهلك يصبح معرضاً لمتبقى الكلورامين الذي له خطر صحي مختلف عن متبقى الكلور (يمكن أن يسبب ميتهيموغلوبينية الدم التي تؤثر سلباً على صحة المرضى الذين يخضعون لعمليات غسيل الكلى). وللحصول على الحد الأدنى من المركبات الجانبية المعلقة، يجب أن تكون ظروف خلط الأمونيا/الكلور مثالية لإزالة الكلور الحر من النظام بسرعة على درجة حموضة مثلى لتفاعل الكلور / الأمونيا والتي تساوي 8.3. ففي إحدى الحالات أدى تغير المطهر الثانوي من كلور إلى كلورامين إلى نقصان في معدل تراكيز ثلاثي هالوجينو ميثان الكلية من 105 مايكروغرام إلى 45 مايكروغرام/لتر حيث تكونت معظم الهالوجينوميثانات (80%) في النظام قبل إضافة الأمونيا (Singer, 1988).

4.1.9 كلور / كلور إلى أوزون / كلور

إن تغير عملية التطهير الأولى من الكلور إلى الأوزون مرغوبة، لأن عدد المواد الجانبية لعملية التطهير بالأوزون، وضعت لها تشريعات أقل منها في حالة التطهير بالكلور. إلا أن الأوزون وكما ذكر سابقاً يتفاعل مع المواد العضوية ليكون مواداً قابلة للتحلل البيولوجي إضافة إلى الألدهيدات والأحماض العضوية والكيوتونات، والتي بعضها قابل للتحلل البيولوجي أيضاً. كذلك، فإنه يجب إجراء التقييم الهندسي للموقع قبل استخدام الأوزون كمطهر أولي لمياه المصادر التي تحتوي على أيون البروميد، بسبب احتمال تكون أيون البرومات والنواتج الجانبية العضوية المبرمة. وبينما تتكون النواتج العضوية المبرمة على درجات حموضة منخفضة، فإن البرومات تتكون على درجات الحموضة الأعلى. لذلك فإن التحويل من الكلور إلى الأوزون قد يكون مقيداً بالحالات التي يكون فيها تركيز أيون البروميد في مياه المصدر منخفضة. ففي استراتيجية أوزون/ كلور، يمكن للبروم أن يتفاعل مع المواد العضوية الطبيعية قبل الكلورة، وبالتالي يزداد احتمال وجود نواتج جانبية عضوية مبرمة. كما أن التحول إلى الترشيح البيولوجي في مثل هذه الحالات قد يزيد من معاودة النمو البكتيري ومن التآكل في شبكات التزويد. أما في الأنظمة التي تحتوي تراكيز قليلة جداً من أيون البروميد فإن استبدال الكلور المسبق بالأوزون المسبق قد يسمح بإضافة الكلور بعد عملية إزالة العكر، أو بعد الترشيح. والميزة الأساسية من استخدام الأوزون للحد من تكون هالوجينو الميثانات أنه يسمح بإضافة الكلور في مرحلة متأخرة من التنقية تكون عندها مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير قد أزيلت.

ويتوقع أن يؤدي هذا إلى نقصان في تكوين النواتج الجانبية المكلورة لعملية التطهير، بسبب النقص في جرعة الكلور اللازمة والنقص في تركيز المواد العضوية الطبيعية بعد التنقية. ويظهر أن استبدال الكلور بالأوزون هو الأكثر فعالية في إنقاص النواتج الجانبية المكلورة لعملية التطهير لأنها تلغي الحاجة إلى الكلورة المسبقة. ولكن استبدال الكلور بالأوزون مع إبقاء استخدام الكلور الحر في التطهير الثانوي أدى إلى نتائج غير متجانسة، حيث قل تركيز بعض النواتج الجانبية على حساب تراكيز النواتج الأخرى. وتأثير هذا التوازن على الصحة العامة غير معروف بدرجة كبيرة. وقد لوحظ أن استبدال الكلور بالأوزون كمطهر أولي، مع استمرار استعمال الكلور الحر كمطهر ثانوي في حالة عدم ممارسة الكلورة المسبقة، أدى إلى زيادة في تكون ثلاثي هالوجينوميثان في المياه الخام في مدن فونكس وساندياغو (Malcolm Pirnie, 1990; Malcolm Pirnie, 1989).

يجب أخذ نقطة إضافة الكلور في الاعتبار التشغيلية في نظام الأوزون/ الكلور. فيجب أن يتفكك الأوزون تماماً أو أن يوقف كيميائياً قبل إضافة الكلور. فإذا تواجد الأوزون عند إضافة الكلور، فإن الأوزون سيتفاعل مع الكلور والمواد العضوية الطبيعية الموجودة في الماء لتكوين النواتج الجانبية المكلورة.

وتحويل الأوزنة المواد العضوية الطبيعية إلى مواد دبالية عضوية طبيعية، وقد يزيد من تركيز مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. فعلى سبيل المثال، قد تتكون تراكيز عالية من كلورال هايدرات إذا استخدمت الكلورة في التطهير الثانوي بعد الأوزنة

(Lugsdon et al., 1992; Mcknight and Reckhow, 1992). وهذا قد يحدث بسبب تكون الأسيتل ألدهيد كناتج جانبي لعملية الأوزنة والمعروف بأنه يسبب تكون الكلورال هايدرات نتيجة للكلورة. ولم يلاحظ زيادة في تركيز الكلورال هايدرات إذا مورس الترشيح البيولوجي النشط بعد الأوزنة وقبل الكلورة (Singer, 1992). وبالإضافة إلى الكلورال هايدرات، فإن الأوزنة متبوعة بالكلورة يمكن أن تكون ثلاثي هالوجينوميثان والهالو كيتونات بتراكيز أعلى من تكونها في حالة استخدام الكلورة فقط، خاصة عند إضافة الكلور على درجات حموضة مرتفعة (Jacangelo et al., 1989; Reckhow et al., 1986).

أما إذا تبعت الأوزنة إضافة الكلور أو الكلورامين فإن ذلك يؤدي إلى زيادة في تركيز الكلوروبيكرين وكلوريد السيانوجين، لتصبح أعلى من تركيزها عند استخدام الكلور وحده أو الكلورامين وحده (Jacangelo et al., 1989).

وأكثر الاستراتيجيات الواعدة في منع زيادة تركيز هذه النواتج الجانبية (والقابلة للتحلل البيولوجي) والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي، نتيجة لعملية الأوزونة هي إضافة الأوزون بعد الترسيب، ومن ثم إجراء الترشيح البيولوجي النشط على الكربون الحبيبي المنشط.

5.1.9 كلور / كلور إلى أوزون / كلورامين

إضافة إلى الاعتبارات التي تمت مناقشتها في الأجزاء 3.1.9 و 4.1.9 فإن التحويل من متبقى الكلور إلى متبقى الكلورامين، يعرض المستهلك لمتبقى قد يكون أكثر ضرراً بالصحة (خاصة في حالة غسيل الكلى للمرضى الذين يعانون من الفشل الكلوي). وقد تمت دراسة تأثير التحويل من كلور / كلور إلى أوزون/كلورامين على تكون النواتج الجانبية في محطة ريادية سعتها 5 جالونات بالدقيقة

(MWDSC and JMM, 1989, Jacangelo et al., 1989). وقد أدى هذا التحويل إلى تراكيز أعلى من الكلوروبيكرين وكلوريد السيانوجين والفورمالدهيد والالدهيدات الكلية. أما تراكيز ثلاثي هالوجينو ميثان الكلية وأحماض الهالوأسيتيك الكلية وهالوأسيتونيتريال الكلية والهالوكيتونوات الكلية والكلورال هايدرات، فكانت أقل في حالة الأوزون/كلورامين. ولم تسجل تراكيز النواتج الجانبية المبرمئة لعملية التطهير. وقد لوحظت زيادة في تركيز كلوريد السيانوجين عند استعمال الأوزون متبوعاً بالكلورامين، مقارنة بتركيزه في حالة استخدام الكلور وحده (Jacangelo et al., 1989). ولم يلاحظ تكون الكلورال هايدرات عند استخدام أحادي كلورامين كمطهر ثانوي (Singer, 1992).

6.1.9 التحويل من كلور/كلور إلى ثاني أكسيد الكلور/كلور

يؤدي استبدال ثاني أكسيد الكلور بالكلور في الأكسدة المسبقة إلى إمكانية إضافة الكلور في نقطة متأخرة من خط التنقية إلى الماء الذي يحتوي على تراكيز أقل من المواد العضوية الطبيعية. ويؤدي النقصان في تركيز مسببات تكون النواتج الجانبية والنقصان في جرعة الكلور إلى كميات أقل من هذه النواتج. إلا أنه في حالة وجود الكلور في المجرى المائي الذي يحتوي على ثاني أكسيد الكلور، فإنه سيتفاعل مع المواد العضوية الطبيعية قبل إزالتها بالترسيب والترشيح إذا لم ترافق العملية أكسدة مسبقة. ويؤدي التحويل من كلور/كلور إلى ثاني أكسيد الكلور/كلور، إلى نتائج غير متوافقة مع بعضها البعض.

وكما في حالة الأوزون، فإن ثاني أكسيد الكلور يغير من طبيعة جزيئات المواد العضوية الطبيعية، مؤدياً إلى تشكل تراكيز أعلى من المواد المسببة لتكوين بعض النواتج الجانبية لعملية التطهير. بينما تنقص تراكيز بعض المواد الأخرى المسببة لتكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير. وتأثير هذه التوازنات على الصحة العامة غير معروف إلى حد كبير. ويظهر أن استخدام ثاني أكسيد الكلور/الكلور أكثر فعالية في إنقاص النواتج الجانبية المكثورة لعملية التطهير عندما تحل محل الكلورة المسبقة. ولكن المحطات التي تطبق الكلورة المسبقة دون الحاجة إليها، وتستمر في استعمال الكلور/الكلور، وتلغي الكلورة المسبقة قد تحقق نفس الفعالية في إنقاص النواتج الجانبية المكثورة لعملية التطهير.

7.1.9 التحويل من كلور/كلور إلى ثاني أكسيد الكلور/ثاني أكسيد الكلور

تعتبر احتمالية استخدام ثاني أكسيد الكلور، كمطهر أولي ومطهر ثانوي محدودة للأسباب التالية:-

- ثاني أكسيد الكلور عامل مؤكسد قوي وينقش بسرعة في المياه الخام والمياه التنقية.
- يتحول حوالي 50-70% من ثاني أكسيد الكلور إلى النواتج الجانبية غير العضوية الكلوريت والكلورات.

أما الناحية الإيجابية لاستخدام ثاني أكسيد الكلور/ثاني أكسيد الكلور فهي في أنه يقلل من تكون النواتج العضوية الجانبية لعملية التطهير بمقدار كبير.

8.1.9 التحويل من كلور/كلورامين إلى أوزون/كلورامين

إضافة إلى الاعتبارات التي أثّرت في الأجزاء 4.1.9 و 5.1.9، فإن التحويل من كلور/كلورامين إلى أوزون/كلورامين يؤدي إلى نقصان في تكون معظم النواتج الجانبية المهلجنة لعملية التطهير (MWDSC and JMM, 1989). وقد أشارت دراسات أخرى إلى نقصان في تكون معظم النواتج الجانبية المهلجنة لعملية التطهير، ولكن سجلت زيادة في تكون 1 و 1-ثنائي كلوروبروبانول (MWDSC and JMM, 1989). ويمكن أن يُعزى الفرق الأساسي بين تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير عند التحويل من كلور/كلورامين إلى أوزون/كلورامين إلى مدة التلامس القصيرة مع الكلور الحر.

9.1.9 التحويل من كلور/كلورامين إلى ثاني أكسيد الكلور/كلورامين

قامت شركة لوزيفيل للمياه بتقييم إمكانية التحويل من كلور/كلورامين إلى ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين للحد من تكون ثلاثي هالوجينو ميثان (Hubbs et al., 1981). وتستعمل هذه المحطة الجير مع كربونات

الصوديوم لإزالة عسر المياه وتقوم بتطهير المياه قبل التنقية الجيرية. وتضاف الأمونيا لتكوين كلورامين قبل أن يدخل الماء مرحلة إزالة العسرة. وهناك فترة مقدارها 10 دقائق بين إضافة المطهر الأولي (كلور أو ثاني أكسيد الكلور) والمطهر الثانوي (كلورامين). وقد بينت الدراسة نقصاناً كبيراً في تكون ثلاثي هالوجينو ميثان من 25 مايكروغرام/لتر عند استعمال الكلور إلى 5 مايكروغرام/لتر عند استخدام ثاني أكسيد الكلور كمطهر أولي. وفي نفس الوقت، لم يحدث تغير في عدد القولونيات، إلا أن النتائج أظهرت بيانات متضاربة خلال فترة الفحص بثاني أكسيد الكلور.

وبناء على هذه النتائج فإن شركة المياه قررت أن تستخدم كلور/كلورامين لتحقيق أهداف التطهير وتراكيز ثلاثي هالوجينو ميثان، ولم يتم قياس أي نواتج جانبية أخرى خلال فترة الفحص.

10.1.9 التحويل من أوزون/كلور إلى أوزون/كلورامين

إضافة إلى الاعتبارات التي أثبتت في الأجزاء 4.1.9 و 5.1.9 عند مقارنة الأوزون/كلور مع الأوزون/كلورامين فقد تكون كلوريد السيانوجين بتركيز أعلى. أما تراكيز ثلاثي هالوجينو ميثان الكلية وهالوحمض الأستيك الكلية وهالو أسيتونترايل الكلية والهالوكيتونات الكلية والكلور هايدرات والالدهيدات الكلية والفورمالدهيد، فكانت جميعها أقل في حالة أوزون/كلورامين منها في حالة أوزون/كلور. ويكون الأوزون/كلورامين بعض النواتج الجانبية المكثورة لعملية التطهير بتركيز أعلى من الأوزون/كلور. إلا أن الأوزون/كلورامين أدى إلى نقصان ثلاثي هالوجينو ميثان الكلية بمقدار كبير مقارنة مع الأوزون/كلور (Lelacheur et al., 1991).

11.1.9 ملخص

لاتشجع وكالة حماية البيئة الأمريكية التحويل لمطهرات أخرى بسبب المخاطر الصحية غير المعروفة والمصاحبة لهذا التحويل. وعندما يكون هناك حاجة للتوافق مع التشريعات أو زيادة في تثبيط خفية الأبواغ، فإن الاختيار المتأني للمطهرات الأولية أو الثانوية البديلة، يمكن أن يؤدي إلى نقصان في تركيز النواتج الجانبية لعملية التطهير وزيادة في عملية التثبيط. وبشكل عام كانت النتائج متوافقة مع خصائص النواتج الجانبية لعملية التطهير، المتعلقة بالمطهر الأولي (نواتج جانبية مهلجنة مع مركبات الكلور والأوزون بوجود المواد العضوية المؤكسدة والتي تحتوي على بروميد و كربون عضوي متاح في حالة الأوزون أو البيروكسون). ولكن بالاختيار المتأني للمطهر الأولي أو الثانوي وتجنب مدة التلامس الطويلة والجرعات العالية من الكلور أو البروم، فإن تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير تتناقص. وتعتمد كمية ونوع النواتج الجانبية المتكونة على الموقع وجودة المياه وجرعة المطهر ونوعه. والطريقة الأفضل لتحديد هذا هو إجراء دراسات مخبرية. ويجب أن يلاحظ هنا أن أي نظام يقوم بتغيير المطهرات يصبح ملزماً بالاحتياجات المرجعية القياسية والتنميط الذي تم بحثه في الجزء 1.3.1 و حدد في 40CFR & 141.172.

2.9 تثبيط الكائنات المرضية والمطهرات المتفاعلة

ظهرت عدة تقارير في عام 1988 عن الفعالية المشتركة لبعض المطهرات في تثبيط الكائنات المرضية. فقد نشر (Worley and Williams) أن خليطاً من الكلور و N- هالامين العضوي يؤدي إلى مستويات تثبيط أعلى لعدة أنواع من الجراثيم. كذلك وجد أن الجمع بين الكلور الحر وبروميد الصوديوم أكثر فعالية من استخدام الكلور الحر وحده (Alleman et al., 1988). وفي دراسة تمت في جامعة أريزونا لوحظ حصول تثبيط تعاوني لكل من الأشريكية القولونية وكوليفاج MS-2 بالاستخدام المشترك للكلورامين وكلوريد النحاسيك (Straub et al., 1994).

في الوقت الحاضر هنالك اهتمام كبير في قدرة المطهرات المشتركة، لأن بعض التقارير بينت أن بعض هذه المطهرات أكثر فعالية في تثبيط خفية الأبواغ (Finch et al., 1994). وما تزال الأبحاث جارية حول المطهرات المتفاعلة للتثبيط الأولي للكائنات المرضية لمجموعات من المطهرات وهي:

- ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور.
- ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بثاني أكسيد الكلور.
- ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين.
- الأوزون متبوعاً بالكلور.
- الأوزون متبوعاً بثاني أكسيد الكلور.
- الأوزون متبوعاً بكلورامين.

1.2.9 آلية التثبيط

قام (Bernbaum, 1981, 1985) بتطوير طريقة فحص لتحديد نوع التفاعل المتوقع عند استعمال مواد مشتركة للحصول على تأثير معين. ويمكن فحص هذا التفاعل التعاوني باستخدام نموذج رياضي وضعه وتم تطويره

لحركات التطهير من قبل (Koumac and Haas, 1991). ومبدأ هذا النموذج أنه إذا كانت المطهرات المشتركة لا تتفاعل مع بعضها البعض لتعطي أثراً معيناً، فإنه بغض النظر عن علاقات التأثير، فإن المعادلة التالية ستتحقق:

$$\sum_{i=1}^n \frac{x_i}{y_i} = 1$$

حيث x_i = تركيز كل مطهر في مجموعة المطهرات.
 y_i = تركيز المطهرات التي تعطي نفس تأثير مجموعة المطهرات وحدها.
 i = كل مطهر وحده.
 n = مجموع عدد المطهرات.

ويمكن تفسير المجموع الذي تم احتسابه من هذه المعادلة لمجموعة من البيانات كما يلي:-

- يكون المجموع أقل من 1 في حالة حدوث تفاعل تعاوني.
- يكون المجموع أكبر من 1 في حالة حدوث تفاعلات متعاكسة.
- يكون المجموع مساوياً لـ 1 في حالة عدم حدوث أي تفاعل.

بيّن (Kouame and Haas, 1991) باستخدام هذا الأسلوب أنه يوجد تأثير تعاوني في تثبيط الأشريكية القولونية عند تعرضها المترام للكلور الحر والكلورامين.

وصف المؤلفان آلية ممكنة لعمل المطهرين معاً لتثبيط الجراثيم. إذ افترض الباحثان أن تثبيط الجراثيم، يحدث نتيجة لاختراق الكلورامين الخلية وأكسدته لمجموعات الثيول فيها، مما يؤدي إلى حدوث تغيرات في جدار الخلية. وبمجرد حدوث هذه التغيرات يستطيع النحاس أن يمر إلى داخل الخلية و يرتبط إما بمجموعات السلفهيدريل لأنزيمات التنفس أو بالأحماض النووية.

افترض الباحثون في تثبيط الأشريكية القولونية مؤخراً آلية للتعاون بين المطهرات تتضمن إحداث الكلور الحر ضرراً صحياً يؤدي إلى زيادة الحساسية تجاه أحادي كلورامين (Kouame and Haas, 1991).

والفرصة الأخرى في تفسير الفعالية العالية للمطهرات المتفاعلة مبنية على أساس أن المؤكسد الأولي (أي الكلور وثاني أكسيد الكلور أو الأوزون) يكيف غشاء خفية الأبواغ. فيتمكن المطهر الثاني من الدخول إلى الحويصلات الأنثوية بسهولة أكبر (Liyanage et al., 1997). فمثلاً أظهرت الدراسات التي تمت على تطهير خفية الأبواغ بارفام، باستخدام الكلور الحر متبوعاً بأحادي كلورامين أنه قد يكون هناك تعاون بين فصيلتين تحتويان على الكلور. وقد وجد أن التنقية المتتالية بهاتين الفصيلتين تسبب تثبيطاً بدرجة أكبر من المتوقعة من إضافة تأثير المطهرين لبعضهما، فيما لو استخدم كل منهما وحده (Gyurek et al., 1996).

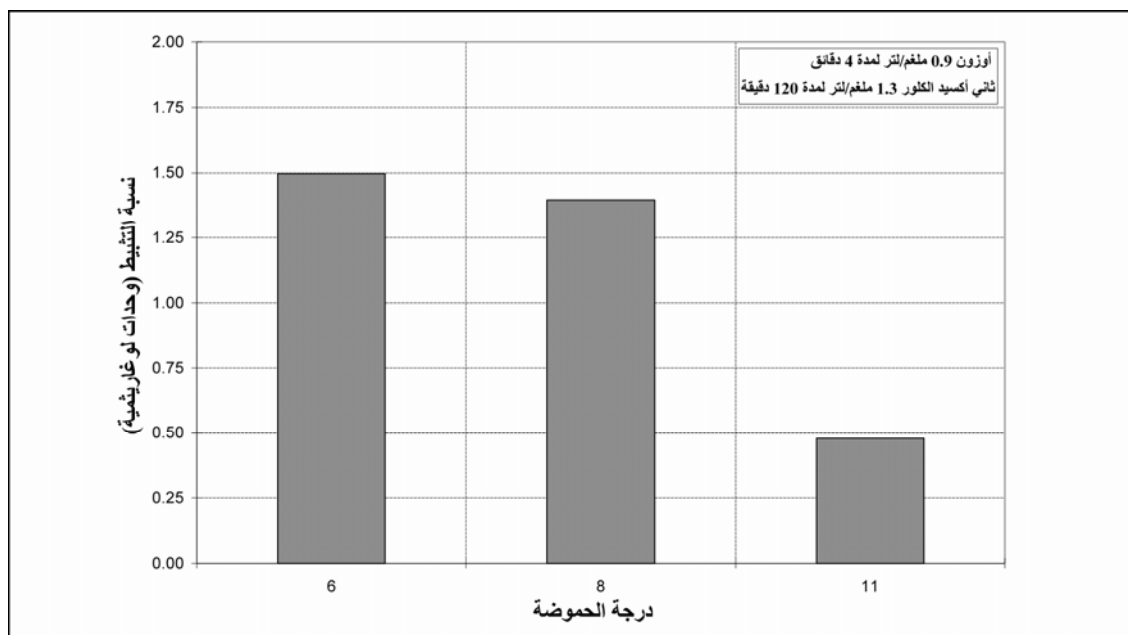
استخدمت دراسات حديثة طريقة مباشرة لمعرفة حدوث تعاون بين المطهرات بناء على قياسات التثبيط (Finch, 1996; Gyurek et al., 1996; Liyanage et al., 1997) وبناءً على هذه الطريقة، فإنه بالإمكان إثبات حصول تعاون بين المطهرات، إذا ظهر أن التثبيط الحاصل من استخدامهما متتابعة يكون أكبر من مجموع التثبيط الحاصل، فيما لو استخدم كل مطهر على حدة. وبالإضافة إلى ذلك فإن مقدار التأثير التعاوني يساوي الفرق بين مستوى التثبيط الذي حدث نتيجة استخدام المطهرات المشتركة ومجموع مستويات التثبيط التي يسببها كل مطهر على حدة.

2.2.9 التأثيرات البيئية

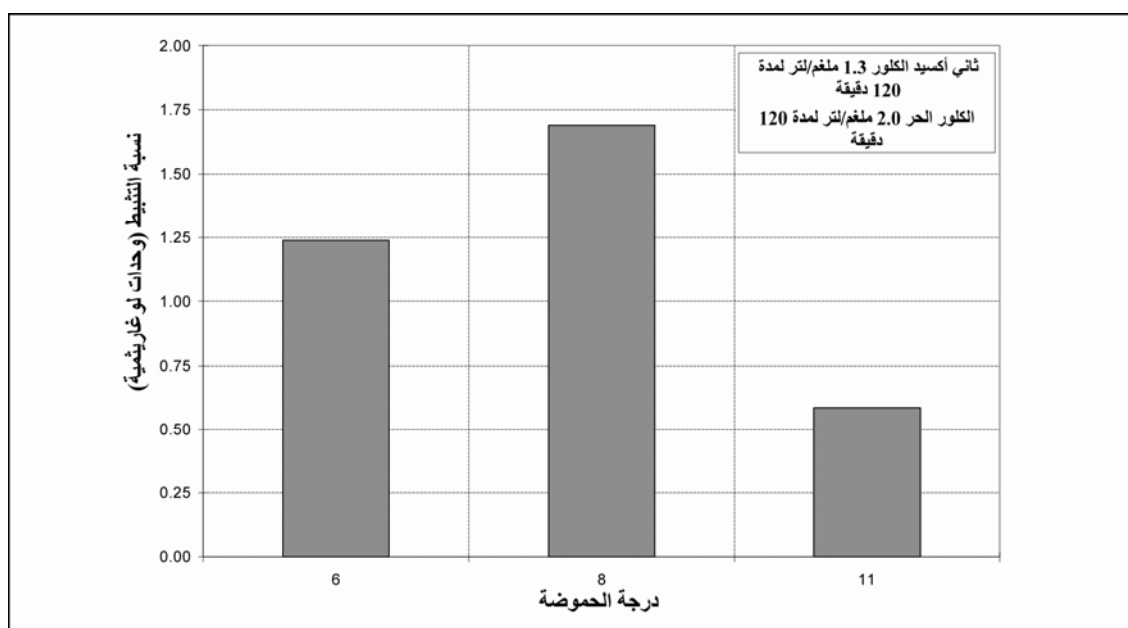
كما في حالة المطهرات الكيميائية الأخرى، فإن النتائج الأولية لدراسة AWWART التي تجرى حالياً أظهرت أن درجة الحموضة ودرجة الحرارة تؤثران على مقدار التعاون في التثبيط الناتج عن الاستخدام المتتابع للمطهرات (Finch, 1997). وتصف الأجزاء التالية باختصار تأثير هذه العوامل على تثبيط الكائنات الممرضة.

1.2.2.9 درجة الحموضة

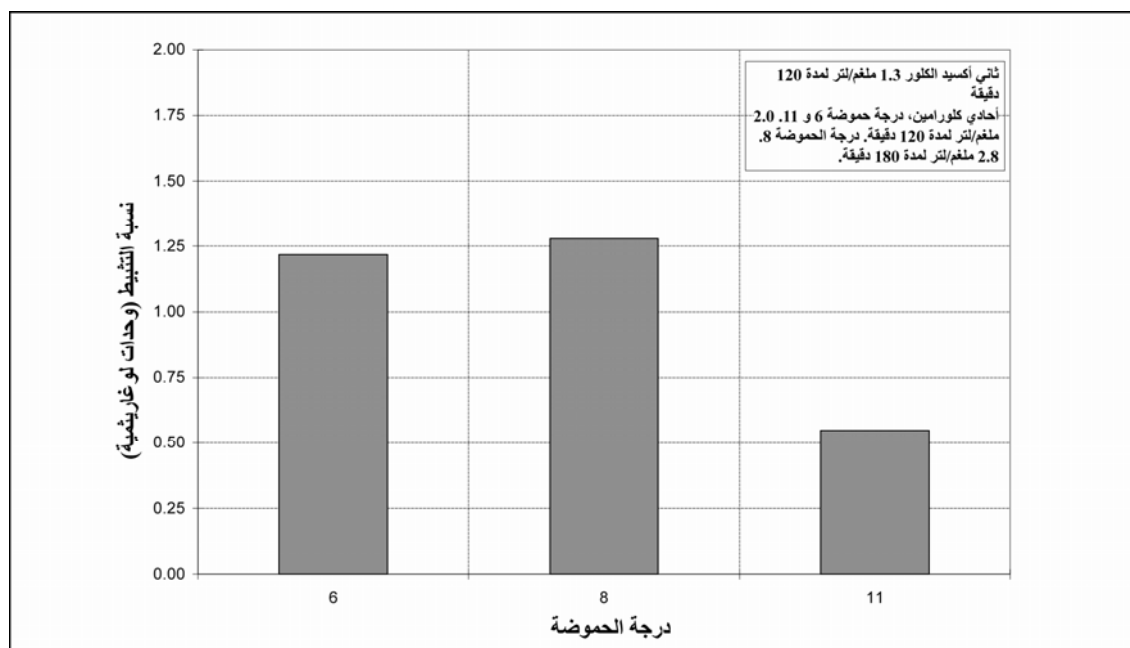
هنالك اعتقاد أن مستوى التثبيط الناتج عن الاستخدام المتتابع للمطهرات الكيميائية يعتمد على درجة الحموضة (Finch, 1997). وتبين الأشكال (1-9) (2-9) (3-9) تأثير درجة الحموضة على التثبيط اللوغاريتمي للخفية الأبواغ بارفام، والذي يُعزى إلى التأثير التعاوني لثلاثة مطهرات مشتركة هي: الأوزون-ثاني أكسيد الكلور وثاني أكسيد الكلور حر وثاني أكسيد الكلور-كلورامين على التوالي. وكما هو واضح من هذه الأشكال فإن مقدار التثبيط اللوغاريتمي الناتج عن الأثر التعاوني كان أقل على درجة حموضة أعلى (مثلاً 11). وقد بينت هذه النتائج أن درجة الحموضة المتعادلة أكثر فعالية من درجة الحموضة المنخفضة إلا في حالة ثاني أكسيد الكلور.



الشكل 9-1: تثبيط خفية الأبواغ بارفام نتيجة للتأثير التعاوني عند استخدام الأوزون متبوعاً بثاني أكسيد الكلور



الشكل 9-2: تثبيط خفية الأبواغ بارفام نتيجة للتأثير التعاوني عند استخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر



الشكل 9-3: تثبيط خفية الأبواغ بارفام نتيجة للتأثير التعاوني عند استخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين

2.2.2.9 التأثير المشترك لدرجة الحرارة المنخفضة ودرجة الحموضة

يسود الاعتقاد أن التأثير المشترك لدرجة الحرارة المنخفضة ودرجة الحموضة المرتفعة يخفض بمقدار كبير تثبيط خفية الأبواغ، الناتج عن التعاون ما بين المطهرات (Finch, 1997). وأحد التفسيرات المحتملة لهذا النقصان هو أن الحويصلات الأنثوية تنقل تحت هذه الظروف ويصبح اختراقها أكثر صعوبة. ولكن يحصل انخفاض في تثبيط الحويصلات الأنثوية للخفية الأبواغ على درجات حرارة منخفضة ودرجة حموضة مرتفعة، سواء استخدمت المطهرات المشتركة أم لم تستخدم. لذلك فإن انخفاض التثبيط قد لا يكون بالضرورة عائداً إلى التأثير التعاوني للمطهرات المشتركة.

3.3.2.9 حساسية الكائنات الممرضة

أظهرت الحويصلات الأنثوية للخفية الأبواغ حساسية أعلى للتثبيط من قبل المطهرات المشتركة من حساسيتها للمطهرات منفردة. وقد وجد أن حويصلات الجiardية تظهر استجابة مماثلة لكل من:-

- الأوزون متبوعاً بالكلور الحر.
- الأوزون متبوعاً بأحادي كلورامين.
- ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بأحادي كلورامين.
- الكلور الحر متبوعاً بأحادي كلورامين.

إلا أن أبواغ الجراثيم لم تظهر هذا الأثر التعاوني، خاصة أبواغ باسيلليس سيريوس (Finch, 1997). وتشير هذه النتائج إلى أن الطفيليات المتحوصلة تظهر حساسية أعلى للتأثيرات التعاونية للمطهرات من أبواغ الجراثيم. أما تأثير العكر في حجب الكائنات عن المطهرات المشتركة فهو ذات التأثير الملاحظ في حالة استخدام المطهرات منفردة.

3.2.9 فعالية تثبيط الكائنات الممرضة باستخدام المطهرات المتفاعلة

لقد تم إجراء دراسات عديدة في السنوات الأخيرة على المطهرات المشتركة أو المتفاعلة. وقد تم إجراء هذه الدراسات المخبرية على درجات حموضة مختلفة وباستخدام كائنات مختلفة:-

- قام (Battigelli and Sobsey, 1993) بدراسة تثبيط الفيروسات في المياه التي أزيل عسرها بالجير، باستخدام الإضافة المتتابعة للكلور وأحادي كلورامين.
- قام (Kouame and Hass, 1991) بتحديد تثبيط الأشريكية القولونية بالإضافة المتزامنة للكلور الحر وأحادي كلورامين.
- يقوم (Ficnh, 1997) بدراسة مطهرات مشتركة مختلفة: كلور وثاني أكسيد الكلور والأوزون وأحادي كلورامين لتثبيط الحويصلات الأنثوية للخفية الأبواغ بارفام وحويصلات الجiardية ميوريس وأبواغ الباسيليوس سيريوس تحت الظروف السائدة في المختبرات.

- يقوم (Oppenheimer, 1997) بتطوير احتياجات (م.ت) لتثبيت خفية الأبواغ بارفام في مياه طبيعية مختلفة، باستخدام الأوزون متبوعاً بالكور.

وفيما يلي ملخص لنتائج هذه الدراسات.

1.3.2.9 تثبيط الفيروسات باستخدام الكلور وأحادي كلورامين على درجة حموضة مرتفعة

كان أحد الأهداف الرئيسية للدراسة التي قام بها (Battigelli and Solbey, 1993) تقييم فعالية التطهير على درجات حموضة مرتفعة دون تواجه عند إزالة العسر التقليدي بالجبر، بإضافة الكلور والكلورامين وبدون إضافتهما. وكانت الكائنات الدقيقة التي تم اختيارها في هذه الدراسة هي: فيروس اليرقان الكبدي A والفيروس السنجابية 1 والكوليفاج MS-2.

تمت في هذه الدراسة تحديد حركيات التثبيت للفيروسات الثلاث عند تكون 2 ملغم/لتر أحادي كلورامين مباشرة بعد تعريض الفيروسات للمحلول الجيري والكلور الحر لمدة 60 ثانية. ويعتقد المؤلفان أن هذا الأسلوب يحاكي الظروف التي تحدث في إزالة عسر المياه في المحطات، حيث تضاف الأمونيا بعد الكلورة. وبينت النتائج تحقيق مستوى عالي من التثبيت في السنتين الثانية الأولى من إضافة الكلور على تركيز 2.4 ملغم/لتر كلور حر.

ويبين الجدول (9-6) مقدار التثبيت الذي يعزى إلى المحلول الجيري والكلور الحر وأحادي كلورامين للفيروسات الثلاث. كما يبين الجدول أيضاً مقدار التثبيت الحاصل نتيجة الاستخدام المتتابع لمحلول الجبر والكلور الحر والكلورامين التي تم وصفها سابقاً (إضافة متزامنة للكلور والكلورامين).

والنتائج المبينة في الجدول (9-6) مبنية على تجارب أجريت على درجة حموضة 11 ومدة تلامس كلي مقداره 360 دقيقة. وباستثناء الفيروس السنجابية 1، فإن مجموع تأثير المطهرات منفردة كان أكبر من مستوى التثبيت الحاصل في الإضافة المتزامنة للكلورامين.

الجدول 9-6: تثبيط الفيروسات بالمطهرات كل على حدة وبالإستخدام المتزامن مع الكلورامين

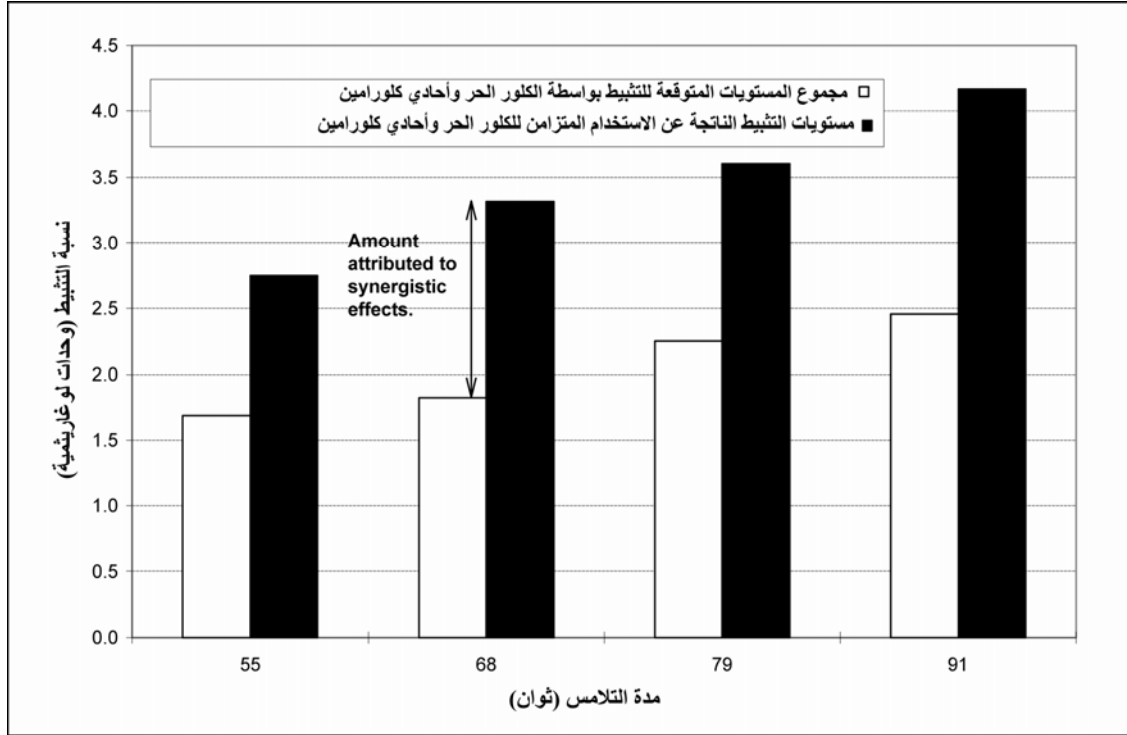
المطهرات	لوغاريتم التآكل			الظروف
	يرقان الكبدي A	الفيروس السنجابية	الكوليفاج MS-2	
محلول الجبر فقط	-3.0	-0.56	-4.0	مدة تلامس 360 دقيقة.
الكلور الحر	-1.8	-1.2	-1.6	مدة تلامس 60 ثانية، 2.5 ملغم/لتر كلور.
أحادي كلورامين	-3.7	-1.9	-3.8	2.0 ملغم/لتر أحادي كلورامين.
مجموع الكلور الحر + أحادي كلورامين	-5.5	-3.1	-5.4	تجميعي
إضافة متزامنة للكلورامين	-4.5	-4.5	-4.5	2.4 ملغم/لتر كلور، مدة تلامس 60 ثانية، 2.0 ملغم/لتر أحادي كلورامين. 359 دقيقة.

وتدل هذه النتائج أن الإضافة المتتابعة للكلور الحر وأحادي كلورامين بعد إضافة الجبر لرفع درجة الحموضة إلى 11، يؤدي إلى تفاعل معاكس (سلبي) في تثبيط فيروس يرقان الكبدي A والكوليفاج MS-2. بينما في حالة الفيروس السنجابية 1، وتحت نفس الظروف، حصلت زيادة في درجة التثبيت مقدارها 1.4 لوغاريتم مما يشير إلى حدوث تعاون إيجابي في تثبيط الفيروس السنجابي 1.

2.3.2.9 تثبيط الأشريكية القولونية بالكلورة المتزامنة مع الكلور الحر والكلور المتحد

تمت دراسة تثبيط الأشريكية القولونية باستخدام المتزامن للكلور الحر والكلورامين في معهد الينوي للتكنولوجيا (Koume and Haas, 1991). ويظهر الشكل (9-4) مستويات التثبيت للأشريكية القولونية عند استخدام الكلور الحر والكلورامين، كل على انفراد ومتزامنة. وقد وجد أن مستوى التثبيت باستخدام أحادي كلورامين وحده على مدة تلامس 300 ثانية، كان أقل بكثير من التثبيت باستخدام الكلور الحر. لذلك فقد افترض أن مجموع التثبيت بالكلور وبأحادي كلورامين يساوي التثبيت باستخدام الكلور الحر منفرداً. ويلاحظ في هذه الحالة أن متبقى المطهر يخففي بسرعة نتيجة لتفاعلات نقطة الانكسار، التي تحدث عند اتحاد أحادي كلورامين والكلور الحر. ونسبة نجاة الجراثيم بعد الإضافة المتزامنة للكلور الحر وأحادي كلورامين أقل بكثير من تلك المتوقعة من جمع المستويات المنفردة للتثبيت لكل من المطهرين. وبكلمات أخرى، فإن مقدار التثبيت على جرعات متساوية ومدة تلامس متساوية الناتج من المطهرات المشتركة، كان أكبر من مجموع التثبيت الناتج عن الكلور الحر وأحادي كلورامين كل على حدة.

وبالختام فإن دراسة (Koaume and Haas, 1991) بينت أنه يمكن الوصول إلى مستويات مرتفعة لتثبيط الجراثيم عند الوجود المتزامن للكلور الحر وأحادي كلورامين في نظام الجريان المستمر وأن التأثير المشترك لكلا المادتين على الجراثيم يكون تعاونياً (إيجابياً).



الشكل 9-4: تثبيط الأشريكية القولونية باستخدام الكلور الحر وأحادي كلورامين

3.3.2.9 تثبيط خفية الأبواغ و الجباردية والباسيلس في مياه "نوعية مختبرات":

لقد تم تقديم النتائج الأولية لدراسة AWWARF على استخدام المطهرات المشتركة في مؤتمر (American Water Works Association Technology Transfer in Portland, OR, 1997). وكانت أهداف هذه الدراسة إجراء مسح للمطهرات الكيميائية المتفاعلة (الأوزون والكلور وثاني أكسيد الكلور وأحادي كلورامين) المستخدمة في تثبيط خفية الأبواغ بارفام والجباردية ميوريس والباسيلس سيوريوس، وتطوير معايير التصميم لتثبيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام أفضل التجميعات.

الأوزون متبوعاً بثاني أكسيد الكلور:

يبين الجدول (7-9) النتائج التي تم الحصول عليها لتثبيط خفية الأبواغ باستخدام الأوزون وثاني أكسيد الكلور. بناءً على هذه النتائج فإن الأوزون متبوعاً بثاني أكسيد الكلور، هو أكثر المطهرات المشتركة فعالية في تثبيط خفية الأبواغ. وقد كانت مدة التلامس اللازمة للحصول على إزالة مقدارها 4-3 لوغاريتم 124 دقيقة على تراكيز أوزون متبوعاً بمقداره 0.9 ملغم/لتر، وتركيز ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بمقداره 1.3 ملغم/لتر.

الجدول 7-9: تثبيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام الأوزون متبوعاً بثاني أكسيد الكلور

مستوى التثبيط (وحدات لوغاريتمية)			المطهر
درجة الحموضة 11	درجة الحموضة 8	درجة الحموضة 6	
0	0.8	1.6	الأوزون
2.4	1.4	0.9	ثاني أكسيد الكلور
4.0	3.6	4.0	أوزون متبوعاً بثاني أكسيد الكلور
0.5	1.4	1.5	أكسيد الكلور
			التثبيط الناتج عن التعاون بين المطهرات

تركيز الأوزون: 0.9 ملغم/لتر لمدة 4 دقائق، ثاني أكسيد الكلور 1.3 ملغم/لتر لمدة 120 دقيقة.

ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر:

تعطي الجداول (8-9) إلى (10-9) ملخصاً للنتائج التي تم الحصول عليها في تثبيط خفية الأبواغ بارفام وجباردية ميوريس والباسيلس سيوريوس، باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر.

الجدول 8-9: تثبيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر

مستوى التثبيط (وحدات لوغاريتمية)		درجة الحموضة 6		المظهر
درجة حموضة 11.0	درجة حموضة 8			
1.6	1.4	1.0		ثاني أكسيد الكلور
0	0	0		كلور حر
2.3	3.0	2.22		ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر
0.7	1.6	1.2		التثبيط الناتج عن التعاون بين المطهرات

تركيز ثاني أكسيد الكلور 1.3 ملغم/لتر لمدة 120 دقيقة، وتركيز الكلور الحر 2.0 ملغم/لتر لمدة 120 دقيقة.

الجدول 9-9: تثبيط الجياردية ميوريس باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر

مستوى التثبيط (وحدات لوغاريتمية)		درجة الحموضة 6.0		المظهر
درجة حموضة 8.0	درجة حموضة 6.0			
0.8	0.8			ثاني أكسيد الكلور
0.6	0.8			الكلور الحر
2.0	2.2			ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر
0.6	0.6			التثبيط الناتج عن التعاون بين المطهرات

تركيز ثاني أكسيد الكلور 1.0 ملغم/لتر لمدة 10 دقائق، وتركيز الكلور الحر 2.0 ملغم/لتر لمدة 30 دقيقة.

الجدول 10-9: تثبيط الباسلليس سيريريس باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر

مستوى التثبيط (وحدات لوغاريتمية)		المظهر
1.8		ثاني أكسيد الكلور
1.2		الكلور الحر
2.9		ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر
0		مستوى التثبيط الناتج عن التعاون بين المطهرات

تركيز ثاني أكسيد الكلور 2.3 ملغم/لتر لمدة 20 دقيقة والكلور الحر لمدة 30 دقيقة.

تبين هذه الجداول أن التطهير بثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر، كان قادراً على تثبيط خفية الأبواغ بمقدار 2-3 لوغاريتم عند مدة تلامس مقدارها 240 دقيقة، وتثبيط الجياردية ميوريس بمقدار 2 لوغاريتم عند مدة تلامس مقدارها 40 دقيقة فقط. ولم يلاحظ حدوث أثر تعاوني بين المطهرات في حالة الباسلليس سيريريس. إلا أنه كان بالإمكان الوصول إلى تثبيط مقداره 3 لوغاريتمات عند مدة تلامس 50 دقيقة، بفعل التأثير التجميعي لثاني أكسيد الكلور والكلور الحر.

ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين:

تبين الجداول (9-11) و (9-12) نتائج تثبيط خفية الأبواغ بارفام والجياردية ميوريس عند استعمال ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين.

تبين من هذه النتائج أنه عند متبقيات تطهير متساوية ومدة تلامس متساوية يكون مستوى تثبيط خفية الأبواغ باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين مساوياً لمستوى التثبيط باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر على درجة حموضة 6 و 11. ولكن على درجة حموضة 8.0 يلزم متبقى أحادي كلورامين أعلى، ومدة تلامس أطول للوصول إلى مستوى تثبيط يقارب التثبيط في حالة استخدام ثاني أكسيد الكلور والكلور الحر. ولم يلاحظ حصول تأثير تعاوني في تثبيط الجياردية على درجة حموضة 11.0، وزيادة قليلة جداً بالفعالية على درجة حموضة 8.0.

الجدول 11-9: تثبيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين

درجة التثبيط (وحدات لوغاريتمية)			المظهر
درجة حموضة 11.0	درجة حموضة 8.0	درجة حموضة 6.0	
1.6	1.5	1.0	ثاني أكسيد الكلور
0	0	0	أحادي كلورامين
2.1	2.8	2.2	ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين
2.1	2.8	1.2	التثبيط الناتج عن الأثر التعاوني بين المطهرات

ثاني أكسيد الكلور: درجة الحموضة 8.6 و 1.3:11 ملغم/لتر لمدة 120 دقيقة.
أحادي كلورامين: درجة الحموضة 6 و 2.0:11 ملغم/لتر لمدة 120 دقيقة، درجة الحموضة 2.8:8 ملغم/لتر لمدة 180 دقيقة.

الجدول 9-12: تثبيط الجياردية ميوريس باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين

مستوى التثبيط (وحدات لوغارتية)		المطهر
درجة الحموضة 11.0	درجة الحموضة 8.0	
0.8	0.8	ثاني أكسيد الكلور
0.7	0.3	أحادي كلورامين
1.5	1.7	ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين
0	0.4	التثبيط الناتج عن الأثر التعاوني بين المطهرات

درجة الحموضة 8.0: ثاني أكسيد الكلور 1.0 ملغم/لتر لمدة 5 دقائق، أحادي كلور بين 2.0 ملغم/لتر.
درجة الحموضة 11.0: ثاني أكسيد الكلور 1.0 ملغم/لتر لمدة 5 دقائق، أحادي كلورامين 2.0 ملغم/لتر 5 دقائق.

الأوزون متبوعاً بالكلور الحر:

يبين الجدولان (9-13) و (9-14) مستويات تثبيط الجياردية ميوريس والباسلليس سيوريوس باستخدام الأوزون متبوعاً بالكلور الحر.

الجدول 9-13: تثبيط الجياردية ميوريس باستخدام الأوزون متبوعاً بالكلور الحر

مستوى التثبيط (وحدات لوغارتية)			المطهر
درجة حموضة 11.0	درجة حموضة 8.0	درجة حموضة 6.0	
0.4	0.8	0.5	الأوزون
0	0.6	0.8	الكلور الحر
0.4	2.2	2.3	الأوزون متبوعاً بالكلور
0	0.8	1.0	التثبيط الناتج عن الأثر التعاوني بين المطهرات

درجة حموضة 6.0: أوزون 0.1 ملغم/لتر لمدة 60 ثانية، كلور حر 2.0 ملغم/لتر لمدة 30 دقيقة.
درجة حموضة 8.0: أوزون 0.1 ملغم/لتر لمدة 17 ثانية، كلور حر 2.0 ملغم/لتر لمدة 60 دقيقة.
درجة حموضة 11.0: أوزون 0.1 ملغم/لتر لمدة 5 ثواني، كلور حر 2.0 ملغم/لتر لمدة 60 دقيقة.

الجدول 9-14: تثبيط الباسلليس سيوريوس باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر

مستوى التثبيط (وحدات لوغارتية)	المطهر
1.4	ثاني أكسيد الكلور
2.0	الكلور الحر
3.4	ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر
0	التثبيط الناتج عن الأثر التعاوني بين المطهرات

وتبين هذه النتائج أن الكلور الحر يحقق تثبيطاً للخفية الأبواغ بارفام مقداره 2 لوغاريتم تقريباً، على درجة حموضة 6.0 و 8.0، إلا أن التثبيط على درجة حموضة 11.0 كان 0.4 لوغاريتم فقط. ويعزى الفرق في مستويات التثبيط على عدم مقدرة الكلور الحر على تثبيط خفية الأبواغ، على درجة حموضة 11. وكما في حالة المطهر المشترك، ثاني أكسيد الكلور والكلور الحر، لم يلاحظ تأثير تعاوني للمطهرات على مستوى تثبيط الباسلليس سيوريوس ولكن مجموع تأثيرات الأوزون والكلور الحر حققت تثبيطاً مقداره 3 لوغاريتم.

الأوزون متبوعاً بأحادي كلورامين:

يبين الجدول (9-15) النتائج التي تم الحصول عليها لتثبيط الجياردية ميوريس بالأوزون متبوعاً بأحادي كلورامين.

الجدول 9-15: تثبيط الجياردية ميوريس باستخدام الأوزون متبوعاً بالكلورامين

مستوى التثبيط (وحدات لوغارتية)		المطهر
درجة حموضة 11.0	درجة حموضة 8.0	
0.4	0.8	أوزون
0.7	0.5	أحادي كلورامين
1.8	2.1	أوزون متبوعاً بأحادي كلورامين
0.7	0.8	التثبيط الناتج عن الأثر التعاوني بين المطهرات

درجة حموضة 8.0: أوزون 0.1 ملغم/لتر لمدة 17 ثانية، أحادي كلورامين 2.0 ملغم/لتر لمدة 150 دقيقة.
درجة حموضة 11.0: أوزون 0.1 ملغم/لتر لمدة 5 ثواني، أحادي كلورامين 2.0 ملغم/لتر لمدة 5 دقائق.

وبسبب الاختلافات في تراكيز المتبقيات ومدة التلامس، فإن المقارنة بين فعالية التثبيط للأوزون متبوعاً بالكلورامين والأوزون متبوعاً بالكلور الحر، غير ممكنة. ولكن وجد أنه على تراكيز متساوية من أحادي كلورامين ومدة تلامس قصيرة جداً (5 دقائق) على درجة حموضة 11، يكون مستوى التثبيط أكبر بكثير منه على درجة حموضة 8 ومدة تلامس 150 دقيقة.

الكلور الحر متبوعاً بأحادي كلورامين:

يبين الجدول (9-16) النتائج المتعلقة بتثبيط الجياردية ميوريس بالكلور الحر متبوعاً بأحادي كلورامين.

كما في نتائج التطهير التي تم الحصول عليها في حالة الأوزون متبوعاً بأحادي كلورامين، فإن مدة تلامس قصيرة جداً مع أحادي كلورامين مقدارها 5 دقائق على درجة حموضة 11، كانت كافية لتحقيق مستوى تثبيط أعلى بكثير من استخدام مدة تلامس مقدارها 150 دقيقة على درجة حموضة 8.

ولكن الكلور الحر لم يحقق أي تثبيط على درجة حموضة 11.

الجدول 9-16: تثبيط الجياردية ميوريس بالكلور الحر متبوعاً بأحادي كلورامين

مستوى التثبيط (وحدات لوغاريتمية)		المطهر
درجة حموضة 11.0	درجة حموضة 8.0	
0	0.6	الكلور الحر
0.7	0.5	أحادي كلورامين
0.7	2.4	الكلور الحر متبوعاً بأحادي كلورامين
0	1.3	التثبيط الناتج عن الأثر التعاوني بين المطهرات

على درجة حموضة 8.0: الكلور الحر 2.0 ملغم/لتر لمدة 60 دقيقة. أحادي كلورامين 2.0 ملغم/لتر لمدة 150 دقيقة.
على درجة حموضة 11.0: الكلور الحر 2.0 ملغم/لتر لمدة 60 دقيقة. أحادي كلورامين 2.0 ملغم/لتر لمدة 5 دقائق.

4.3.2.9 دراسات مخبرية باستخدام المياه الطبيعية

في دراسة أخرى يجريها AWWARF يقوم (Oppenheimer, 1997) بتطوير احتياجات (م.ت) لتثبيط خفية الأبواغ بارفام في مياه طبيعية متنوعة، وذلك لوضع معايير التصميم لأنظمة التطهير بالقياس الطبيعي من قيم (م.ت) التي تم الحصول عليها من الدراسات المخبرية وبحث تأثير العوامل المختلفة على احتياجات (م.ت). وقد تم لغاية الآن جمع وتحليل عينات من 13 موقعاً من مناطق جغرافية مختلفة. ومع أنه لم تتوافر كمية كبيرة من البيانات، إلا أن النتائج من مشروع مياه ولاية كاليفورنيا ونهر أوهيو أظهرت أن الاستخدام المتتابع للأوزون والكلورامينات أدى إلى زيادة في تثبيط خفية الأبواغ بارفام كما هو مبين في الجدول (9-17). ويظهر أن الاستخدام المتتابع للكلور الحر وأحادي كلورامين يزيد في تثبيط خفية الأبواغ بارفام، بتوفير بعض الآثار التعاونية. ولكن وللحصول على إزالة لوغاريتمية يلزم تراكيز عالية جداً من متبقيات الأوزون، وهو أمر غير عملي. إضافة إلى ذلك، فإن تكون البرومات يسبب مشكلة في هذه العملية.

الجدول 9-17: تثبيط خفية الأبواغ بارفام بالاستخدام المتتابع للأوزون والكلورامين

مصدر المياه	الأوزون		الكلور		الكلورامين		الزيادة في لوغاريتم التثبيط
	متبقى ملغم/لتر	مدة تلامس (دقيقة)	متبقى ملغم/لتر	مدة تلامس (دقيقة)	متبقى ملغم/لتر	مدة تلامس (دقيقة)	
مشروع مياه ولاية كاليفورنيا	0.8	12	1.5	0	2.3	30	1.4 < -0.3
نهر أوهيو	4	15	1.5	120	0.5	120	1.4-0.9

4.2.9 ملخص: تثبيط الكائنات الممرضة بالمطهرات المشتركة

أظهرت العديد من الدراسات الآثار التعاونية للمطهرات المشتركة، إما بالاستخدام المتتابع أو المتزامن. ويختلف التحسن في مستوى فعالية التطهير، حيث يتراوح من تعاون متعكس (سلبي) (دراسات) إلى تعاون إيجابي يزيد من فعالية التطهير. وأظهرت عدد من الدراسات تحسناً أكيداً في مستوى فعالية التثبيط التعاونية. وعند إعداد هذا الدليل، كانت العديد من الدراسات المتعلقة بالمطهرات المشتركة قيد التنفيذ. ويفترض أن تعطي هذه الدراسات منهجاً لآليات واستخدام المطهرات المشتركة. وبناءً على المعلومات المتوافرة حالياً، فإن وكالة حماية البيئة الأمريكية تعتقد أن هناك تحسناً إيجابياً في فعالية التطهير عند استخدام المطهرات المشتركة، تحت ظروف ملائمة. وهذه الزيادة في الفعالية تختلف من كائن إلى آخر، ومن مجموعة مطهرات مشتركة إلى أخرى. ويظهر أنه للكائنات الأساسية ذات الاهتمام على درجة حموضة طبيعية:-

- يزداد تثبيط بكتيريا القولونيات باستخدام المطهرات المشتركة.
- يزداد تثبيط حويصلات الجياردية باستخدام المطهرات المشتركة.

- يقل تثبيط فيروس يرقان الكبد A والكوليفاج MS-2 باستخدام المطهرات المشتركة من استخدامها كل على انفراد.
- يزداد تثبيط الفيروس السنجابية باستخدام المطهرات المشتركة.
- يزداد تثبيط الحويصلات الأنثوية للخفية الأبواغ باستخدام المطهرات المشتركة.
- لا يتأثر تثبيط الأبواغ باستخدام المطهرات المشتركة.

3.9 الطرق التحليلية

بشكل عام، تتأثر معظم الطرق التحليلية لمتبقيات المطهرات سلبياً بوجود مطهرات أخرى. ولحسن الحظ، يوجد طريقة واحدة على الأقل يمكن استخدامها في تحليل المطهرات والمؤكسدات المدرجة أدناه.

ولمعرفة تفاصيل الطرق التحليلية ينصح القارئ بالرجوع إلى الفصول المتعلقة بكل مطهر على حدة.

1.3.9 الأوزون

لا يمكن تحليل متبقى الأوزون بوجود العوامل المؤكسدة الأخرى مثل الكلور والكلورامين وبيرمنجنات البوتاسيوم. وعادة ما تظهر الطرق التحليلية للأوزون تداخلات من الكلور والبروم واليود وأيونات المنغنيز. وتعتبر طريقة ACVK المذكورة سابقاً في فصل الأوزون، أقل الطرق تعرضاً للتداخلات عندما يكون تركيز المنغنيز أقل من 1 ملغم/لتر وتركيز الكلور الحر أو المتحد أقل من 10 ملغم/لتر (Gordon et al., 1992).

2.3.9 ثاني أكسيد الكلور

هنالك بعض الطرق التحليلية لثاني أكسيد الكلور والكلورات والكلوريت التي لا يمكن إجراؤها بوجود عوامل مؤكسدة. فمثلاً لا يمكن استخدام الطرق الأمبيرومترية والأبومترية بوجود أيونات بعض المعادن مثل المنغنيز. أما الطرق التحليلية التي يمكن استخدامها بوجود مطهرات ومؤكسدات أخرى فتشمل مطيافية الأشعة فوق البنفسجية والكروماتوغرافيا الأيونية (Gordon et al., 1992).

3.3.9 بيرمنجنات البوتاسيوم

يمكن استخدام طريقة الامتصاص الذري لقياس البيرمنجنات بوجود أي من المطهرات (Standard Methods, 1995).

4.3.9 الكلورامين

لا يمكن استخدام أي من الطرق اللونية لتحليل الكلورامين بوجود عوامل مؤكسدة مثل الأوزون أو بيروكسيد الهيدروجين. أما الطرق التحليلية التي يمكن استخدامها بوجود مطهرات ومؤكسدات أخرى فتشمل مطيافية الأشعة فوق البنفسجية والمعايرة الأمبيرومترية (Gordon et al., 1992).

5.3.9 بيروكسيد الهيدروجين

تتأثر جميع الطرق التحليلية لبيروكسيد الهيدروجين بوجود فواصل مؤكسدة أخرى مثل الأوزون أو الكلور (Gordon et al., 1992).

6.3.9 الإشعاع فوق البنفسجي

هنالك تداخلات معروفة لمطهرات أخرى في قياسات الإشعاع فوق البنفسجي (DeMers and Renner, 1992).

7.3.9 ملخص للطرق التحليلية

يعتبر تحليل الأوزون بوجود الكلور محدوداً. ولكن هذه المطهرات لا توجد عادة متزامنة، خاصة أن الأوزون يتفكك بسرعة. ويصعب تحليل بيروكسيد الهيدروجين بوجود الأوزون والعوامل المؤكسدة الأخرى. ولكن عند استخدام البيروكسون، فإن متبقى الأوزون يستعمل لتحقيق احتياجات التطهير.

أما المطهرات والعوامل المؤكسدة الأخرى، فيمكن رصدها انتقائياً بوجود مطهرات أخرى.

4.9 ملخص

يلخص الجدول (9-18) بشكل عام استخدامات المطهرات المشتركة والعوامل التي تؤثر عليها. وتعتمد بعض الاعتبارات الخاصة على المطهرات الحقيقية المشتركة المستخدمة.

الجدول 9-18: ملخص عن المطهرات المشتركة

الوصف	الاعتبارات
يعتمد التوليد على نوع الكيمياء المستخدمة فالأوزون وثاني أكسيد الكلور والكلورامين يجب توليدها في الموقع.	التوليد
يمكن استخدام مطهرين منفصلين لتوفير التطهير الأولي والثانوي وبفضل عمليات التطهير الأولي والثانوي يمكن تعظيم الطرق للحصول على الحد الأقصى من التثبيت والحد الأدنى من النواتج الجانبية لعملية التطهير. ويمكن استخدام التطهير المتفاعل (الاستفادة من التعاون بين المطهرات لزيادة التثبيت) كمطهر أولي.	الاستخدامات الرئيسية
يمكن استخدام المطهرات المشتركة كمطهرات أولية لتثبيت الجياردية وخفية الأبواغ والفيروسات. والتطهير المشترك يكون عادة أكثر فعالية من استخدام المطهرات كل على حدة.	فعالية التطهير
يقل تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير باستخدام المطهرات المشتركة. وبشكل خاص، فإن استخدام الكلور المستمر بالاشتراك مع مطهرات أخرى يؤدي إلى نقصان في تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.	تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير
ما زالت البيانات المتعلقة باستخدام المطهرات المشتركة في مرحلة التطوير وتم الحصول على كثير من المعلومات المتوافرة من دراسات مخبرية. وما زال هناك حاجة لمعلومات إضافية للتطبيق على المستوى الطبيعي. والتطهير المزوج (أولي/ثانوي) للحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير أصبح ثابتاً كبديل مفضل في التنقية.	المقيدات
تستخدم المطهرات المشتركة في التطهير الأولي والثانوي. ويجب أن تتم الأوزنة بعد الترسيب وقبل الترشيح البيولوجي.	نقطة الاستخدام
تتبع فعالية واستخدام المطهرات المشتركة محددات وخصائص المطهرات المنفردة إلى حد كبير. وغالباً ما تكون المطهرات المشتركة أكثر فعالية.	اعتبارات خاصة

5.9 المراجع

1. Alleman, J. E., et al. 1988. "Comparative evaluation of alternative halogen-based disinfection strategies." Conference proceedings, Industrial Waste Conference, forty-second edition.
2. Battigelli, D.A. and M.D. Sobsey. 1993. "The Inactivation of Hepatitis A Virus, Poliovirus and Coliphage MS2 By Lime Softening and Chlorine/Monochloramine Disinfection." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference.
3. Bernbaum, C.M. 1981. "Criteria for Analyzing Interactions Between Biologically Active Agents." *Adv. Cancer Res.* 35:269.
4. Bernbaum, C.M. 1985. "The expected effect of a combination of agents: the general solution." *J. Theor. Biol.* 114:413.
5. DeMers, L.D. and R.C. Renner. 1992. *Alternative Disinfection Technologies for Small Drinking Water Systems*. AWWA and AWWARF, Denver, CO.
6. Finch, G.R. 1997. "Control of Cryptosporidium Through Chemical Disinfection: Current State-of- the-Art." AWWARF Technology Transfer Conference, Portland, Oregon.
7. Finch, G.R., E.K. Black, and L.L. Gyurek. 1994. "Ozone and Chlorine Inactivation of Cryptosporidium." Conference proceedings, Water Quality Technology Conference; San Francisco, CA.
8. Gordon, G., W.J. Cooper, R.G. Rice, and G.E. Pacey. 1992. *Disinfectant Residual Measurement Methods*. Second Edition, AWWARF and AWWA, Denver, CO.
9. Gyurek, L., L. Liyanage, M. Belosevic, and G. Finch. 1996. "Disinfection of Cryptosporidium Parvum Using Single and Sequential Application of Ozone and Chlorine Species." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, MA.
10. Hubbs, S., D. Amundsen, and P. Olthius. 1981. "Use of Chlorine Dioxide, Chloramines, and Short-Term Free Chlorination as Alternative Disinfectants." *J. AWWA.* 73(2):97-101.
11. Jacangelo, J.G., N.L. Patania, K.M. Reagan, E.M. Aieta, S.W. Krasner, and M.J. McGuire. 1989. "Impact of Ozonation on the Formation and Control of Disinfection Byproducts in Drinking Water." *J. AWWA.* 81(8):74.
12. Kouame, Y. and C.N. Haas. 1991. "Inactivation of E coli. by Combined Action of Free Chlorine and Monochloramine." *Water Res.* 25(9):1027.
13. LeLacheur, R.M., P.C. Singer, and M.J. Charles. 1991. "Disinfection Byproducts in New Jersey Drinking Waters." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Philadelphia, PA.
14. Liyanage, L., L. Gyurek, M. Belosevic, and G. Finch. 1996. "Effect of Chlorine Dioxide Preconditioning on Inactivation of Cryptosporidium by Free Chlorine and Monochloramine." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, MA.
15. Logsdon, G.S., S. Foellmi, and B. Long. 1992. *Filtration Pilot Plant Studies for Greater Vancouver's Water Supply*. Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Toronto, Ontario.
16. Lykins, B.W., J.A. Goodrich, W.E. Koffskey, and M.H. Griese. 1991. "Controlling Disinfection Byproducts with Alternative Disinfectants." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Philadelphia, PA.
17. Malcolm Pirnie, Inc. 1990. "Task 1.3 - Water Quality Report." Prepared for the Public Utilities Department, City of San Diego.
18. Malcolm Pirnie, Inc. 1989. "Water Quality Master Plan." City of Phoenix Water and Wastewater Department.
19. McKnight, A. and D. Reckhow. 1992. "Reactions of Ozonation Byproducts with Chlorine and Chloramines." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Vancouver, British Columbia.
20. MWDSC AND JMM (Metropolitan Water District of Southern California and James M Montgomery Consulting Engineers). 1989. *Disinfection Byproducts in United States Drinking Waters. Volume I*. EPA and Association of Metropolitan Water Agencies. Cincinnati, OH and Washington, D.C.
21. Oppenheimer, J.A. 1997. "Cryptosporidium Inactivation in Natural Waters." AWWARF Technology Transfer Conference, Portland, OR.
22. Reckhow, D., B. Legube, and P. Singer. 1986. "The Ozonation of Organic Halide Precursors: Effect of Bicarbonate." *Water Res.* 20(8):987-998.
23. Richardson, Susan D., Alfred D. Thurston, Timothy W. Collette, Kathleen Schenck Patterson, Benjamin w. Lykins, George Majetich, and Yung Zhang. 1994. *Multispecial Identification of Chlorine Dioxide Disinfection Byproducts in Drinking Water*. *Environ. Sci. Technol.* 28:4:592.
24. Singer, P.C. 1988. *Alternative Oxidant and Disinfectant Treatment Strategies for Controlling Trihalomethane Formation*. EPA Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati OH Rept No. EPA/600/2-88/044.
25. Singer, P.C. 1992. *Formation and Characterization of Disinfection Byproducts*. Presented at the First International Conference on the Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical and Microbial Risks.
26. Standard Methods. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, nineteenth edition. Franson, M.H., Eaton, A.D., Clesceri, L.S., and Greenberg, A.E., (editors), American Public Health Association, AWWA, and Water Environment Federation, Washington D.C..
27. Straub, T. M., et al. 1994. "Synergistic Inactivation of Escherichia coli and MS-2 Coliphage by Chloramine and Cupric Chloride." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, San Francisco, CA.
28. USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1992. *Technologies and Costs for Control of Disinfection Byproducts*. Prepared by Malcolm Pirnie, Inc. for the Office of Ground Water and Drinking Water, Report No. PB93-162998.
29. Worley, S.D. and D.E. Williams. 1988. "Disinfecting Water with a Mixture of Free Chlorine and Organic B-halamine." *J. AWWA.* 80(1):6