





پایان نامه

دوره کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط

عنوان:

بررسی کارایی فرآیند انعقاد و لخته سازی با کاربرد لجن واحد ته نشینی در تصفیه پساب فیلتراسیون تصفیه خانه آب شهر سنندج

استاد راهنما

دکتر رضا رضایی / دکتر اسمعیل قهرمانی

مشاوران علمی

دکتر افشین ملکی / دکتر مهدی صفری

نگارنده

سوناقادری

سال ۱۴۰۴



صور تجلسه دفاع از پایان نامه کارشناسی ارشد

با استعانت از خداوند متعال، جلسه‌ی دفاع از پایان نامه خانم **سونا قادری** دانشجوی **کارشناسی ارشد** رشته **مهندسی بهداشت محیط** به شماره دانشجویی **۱۴۰۲۱۷۳۰۰۳** تحت عنوان: «**بررسی کارایی فرآیند انعقاد و لخته سازی با کاربرد لجن واحد ته نشینی در تصفیه پساب فیلتراسیون تصفیه خانه آب شهر سنندج**» با حضور کمیته داوری پایان نامه در تاریخ در محل **دانشکده بهداشت تشکیل** شد و پایان نامه با **نمره عدد (حروف) و با درجه‌ی** مورد تصویب قرار گرفت.

خواهشمند است دستور فرمایید مراتب در پرونده و کارنامه دانشجو منعکس گردد.

نام و نام خانوادگی و محل امضای اعضای کمیته داوری

اعضای هیات داوران	نام و نام خانوادگی	رتبه علمی	امضاء
۱- استاد راهنما	دکتر رضا رضایی	استاد	
۲- استاد راهنما	دکتر اسمعیل قهرمانی	استادیار	
۳- استاد مشاور	دکتر افشین ملکی	استاد	
۴- استاد مشاور	دکتر مهدی صفری	دانشیار	
۳- داور داخلی			
۴- داور داخلی			
۹- نماینده شورای تحصیلات تکمیلی دانشکده			

۱۴۰۱/۰۷/۱۴



دانشگاه علمی کاربردی استان کردستان

**تفاهم نامه اجرای طرح تحقیقاتی و پژوهشی مشترک
دانشگاه علوم پزشکی کردستان و
شرکت آب و فاضلاب استان کردستان**



شرکت آب و فاضلاب استان کردستان

مقدمه

این تفاهم نامه به منظور اجرای طرح تحقیقاتی و پژوهشی مشترک بین شرکت آب و فاضلاب استان کردستان به نشانی خیابان امام خمینی (استانداردی)، جنب پست بانک، کد پستی 6613915471، تلفن: 08731042000 و نمابر: 08733177671 به نمایندگی مهندس عاطفه کرمی، که در این تفاهم نامه "شرکت" نامیده می شود از یک طرف و دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی کردستان به نشانی سنندج، بلوار پاسداران، روبروی هتل شادی، کد پستی: 6617713446، تلفن: 08733244990 و نمابر: 08733233600 به نمایندگی دکتر رضا رضایی که در این تفاهم نامه «دانشگاه» نامیده می شود از طرف دیگر، با شرایط ذیل منعقد و مبادله می گردد.

ماده 1- موضوع تفاهم نامه

موضوع تفاهم نامه عبارت است از اجرای طرح تحقیقاتی و پژوهشی مشترک با عنوان "بررسی کارایی فرآیند انعقاد و لخته سازی با کاربرد لجن واحد ته نشینی در تصفیه پساب فیلتراسیون تصفیه خانه آب شهر سنندج"

ماده 2- اسناد و مدارک

این تفاهم نامه شامل اسناد و مدارک ذیل است:

الف- مصوبه صورتجلسه کمیته تحقیقات مورخ 1404/3/21 ب- تفاهم نامه حاضر ج- پروپزال طرح

ماده 3- مدت تفاهم نامه

مدت این تفاهم نامه از تاریخ 1404/4/1 لغایت 1405/4/1 به مدت 12 ماه می باشد که با توافق طرفین قابل تمدید است.

ماده 4- اعتبار تفاهم نامه و نحوه پشتیبانی یا پرداخت

مبلغ کل اعتبار طرح 325463224 ریال می باشد که میزان مشارکت مالی دانشگاه 200963224 ریال (61/74 درصد) بابت هزینه انجام برخی آزمایشات و خرید مواد آزمایشگاهی و ... می باشد و میزان مشارکت مالی شرکت 25000000 ریال (7/7 درصد) بابت هزینه صحافی و ایاب و ذهاب می باشد. حمایت غیر مالی شرکت به صورت پشتیبانی در انجام آزمایشات TOC و رنگ با هزینه تقریبی 99500000 ریال (30/57 درصد) (هزینه انجام آزمایشات در آزمایشگاههای شرکت و مواد مصرفی در اختیار شرکت) و همچنین استفاده از دستگاه های تحت مالکیت و در اختیار و موجود نزد شرکت و نیز حمایت از نتایج طرح جهت اجرا در تصفیه خانه فاضلاب سنندج در صورت کسب نتایج مطلوب می باشد.

ماده 5- تعهدات، اختیارات متقابل و مشترک طرفین:



تفاهم نامه اجرای طرح تحقیقاتی و پژوهشی مشترک
دانشگاه علوم پزشکی کردستان و
شرکت آب و فاضلاب استان کردستان



الف- تعهدات دانشگاه علوم پزشکی کردستان

- 1- تمامی مراحل اجرای طرح به صورت کامل منطبق و مناسب با پروپزال دریافتی و در راستای موضوع انجام گردد.
- 2- کلیه مراحل اجرا می بایست توسط مجری طرح اصلی طرح انجام گرفته و از خدمات سایرین در اجرا و یا واگذاری طرح به غیر خودداری گردد.
- 3- نام شرکت آب و فاضلاب کردستان به عنوان حامی پروژه در صفحه اول طرح ذکر گردد.
- 4- محقق نسبت به ارائه نتایج و دستاوردها در کمیته تحقیقات شرکت اقدام نماید.
- 5- تعداد دو نسخه چاپی و الکترونیکی طرح به شرکت تحویل داده شود.
- 6- کلیه مسئولیت های قانونی، حقوقی و حوادث ناشی از کار و ... ناشی از حضور محقق در شرکت و محل تصفیه خانه و اماکن وابسته به شرکت به عهده دانشگاه بوده و پوشش بیمه ای لازم و کافی در این خصوص به عهده دانشگاه می باشد.
- 7- کلیه تدابیر احتیاطی و حفاظت فنی و ایمنی محل حضور مجری اصلی بر عهده دانشگاه می باشد.
- 8- دقت و کوشش لازم بر اساس متد فنی و استانداردهای لازم در اجرای طرح انجام گردد.
- 9- حفظ کامل اطلاعات اماکن و امکانات و آمار و ... شرکت بر عهده دانشگاه می باشد.

ب) تعهدات شرکت آب و فاضلاب استان کردستان

- 1- نسبت به در اختیار گذاشتن امکانات و اطلاعات مورد نیاز و تجهیزات و دستگاه (در صورت نیاز) مرتبط با طرح به مجری اصلی در محل استقرار تا اتمام طرح اقدام نماید.
- 2- مجوزهای لازم جهت تردد و مراجعه مجری اصلی طرح در ساعات اداری به سایت های مورد نیاز صادر نماید.

ج) تعهدات مشترک طرفین

- 1- توزیع مالکیت معنوی و مادی نتایج طرح برای هر کدام از طرفین تفاهم نامه به نسبت مساوی (یک دوم برای هر طرف) می باشد.
- 2- انتقال، انتشار و یا ثبت قانونی نتایج حاصل از اجرای طرح با رضایت کتبی طرفین مجاز می باشد.
- 3- در مقالاتی که از نتایج طرح حاصل می شود و به چاپ خواهد رسید نام شرکت، سطح حمایت و محیط تحقیق در بخش تقدیر و تشکر ذکر گردد.

ماده 6- دستگاه نظارت

نظارت فنی بر اجرای طرح در شرکت آب و فاضلاب با معاونت بهره برداری و نظارت اجرایی با معاونت منابع انسانی و تحقیقات (دفتر توسعه مدیریت و تحقیقات) می باشد.



تفاهم نامه اجرای طرح تحقیقاتی و پژوهشی مشترک
دانشگاه علوم پزشکی کردستان و
شرکت آب و فاضلاب استان کردستان



ماده 7- حل اختلاف:

در صورت بروز اختلاف در تفسیر و یا تغییر و یا نحوه اجرای تفاهم نامه، مراتب ابتدا با حضور ناظرین طرح و نمایندگان دفاتر حقوقی طرفین موضوع حل و فصل خواهد شد و در صورت عدم حل و فصل موضوع، جلسه ای با حضور نماینده دانشگاه و اعضای کمیته پژوهش و فناوری شرکت برگزار و تصمیم نهایی ملاک اقدام خواهد بود.

ماده 8- حفظ محرمانگی

هر یک از طرفین متعهد می گردند که اطلاعات اخذ شده مربوط به طرف مقابل را کاملاً محرمانه تلقی کرده و بدون مجوز طرف مقابل در اختیار مراکز یا سازمان های دولتی و غیر دولتی و اشخاص دیگری قرار ندهند. این اطلاعات شامل دانش فنی، اسناد و مدارک، داده ها، نقشه ها و یا هر نوع مدرک دیگری است که از طرفین جهت پیشنهاد و اجراء طرح های تحقیقاتی ارائه گردد.

موارد ذیل خارج از حیطه اطلاعات محرمانه است:

- اطلاعاتی که برای عموم منتشر شده است.
- اطلاعاتی که قبل از انعقاد تفاهم نامه اخذ کرده باشند.

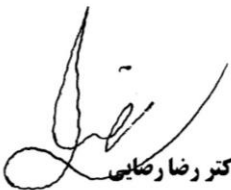
ماده 9- فسخ تفاهم نامه

در صورت وجود هر یک از شرایط ذیل با یک اعلان 91 روزه، هر یک از طرفین می توانند تفاهم نامه را فسخ نمایند.

- 1- در صورت تاخیر غیر موجه در انجام تعهدات
- 2- در صورت احراز عدم توانمندی هر یک از طرفین در اجرای تعهدات
- 3- در صورت عدم رعایت اهداف و ضوابط تفاهم نامه

ماده 10- تعداد نسخ و مفاد تفاهم نامه

این تفاهم نامه در 10 ماده و به تعداد دو نسخه تهیه و تنظیم گردیده که هر کدام حکم واحد دارند.


دکتر رضا رستگاری
هیئت علمی دانشگاه علوم پزشکی کردستان

مهندس عاطفه گرمی
معاون منابع انسانی و تحقیقات شرکت
آب و فاضلاب استان کردستان

تقدیریم به؛

آنان که نتوان شدند تا ما به توانایی برسیم؛

موهایشان سپید شد تا ما روغید شویم؛

و عاشقانه سوختند تا گرمابخش وجود ما و روشنای راهمان

باشند ...

پدرم؛

مادرم؛

استیدم؛

تشکر و قدردانی؛

از اساتید راهنمای ارجمند جناب آقایان دکتر رضا رضایی، دکتر اسمعیل
قهرمانی پیکنزارم؛ چرا که بدون راهنماییها و پیگیریهای مصرانه
ایشان انجام این مطالعه ممکن نبود...

از اساتید محترم مشور جناب آقایان دکتر افشین ملکی و دکتر مهدی
صفری برای راهنماییهایشان پیکنزارم...

از همکاری و مساعدت های مدیر عامل محترم شرکت آب و فاضلاب
استان کردستان جناب آقای مهندس محمد فرهاد، مدیر محترم امور
آبفا جناب آقای مهندس هوشنگ شیخ اسماعیلی و همچنین زحمات و
همکاری معاون محترم نیروی انسانی و تحقیقات سرکار خانم
مهندس کرمی و مسئول محترم دفتر تحقیقات سرکار خانم دکتر بهمنی
نهایت تشکر قدردانی خود را اعلام می دارم. انجام این پایان نامه
بدون همکاریها و مساعدت های این سازمان امکان پذیر نبود.

چکیده

مقدمه: انعقاد و لخته‌سازی به‌عنوان یکی از رایج‌ترین و موثرترین فرایندها در تصفیه آب آشامیدنی، نقش کلیدی در ناپایدارسازی ذرات کلوئیدی، مواد آلی، رنگ و کاهش کدورت آب خام ایفا می‌کند. استفاده از لجن واحد ته‌نشینی تصفیه‌خانه آب به تنهایی و در استفاده با منعقدکننده‌های متداول می‌تواند گامی مهم در بازیابی و بازیافت لجن و همچنین تصفیه پساب فیلتراسیون به‌منظور استفاده مجدد باشد. بنابراین مطالعه حاضر با هدف بررسی کارایی فرآیند انعقاد و لخته‌سازی با کاربرد لجن واحد ته‌نشینی در تصفیه پساب فیلتراسیون تصفیه‌خانه آب شهر سنندج انجام شد.

مواد و روش‌ها: این تحقیق یک مطالعه تجربی مداخله‌ای بود که از مهر ماه ۱۴۰۳ تا تیر ماه ۱۴۰۴ در آزمایشگاه شیمی دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی کردستان انجام گردید. نمونه‌های لجن تازه از واحد ته‌نشینی و نمونه‌های پساب شستشوی فیلترهای شنی تصفیه‌خانه آب شرب شهر سنندج در سه زمان مختلف (ابتدا، وسط و انتهای شستشوی معکوس) جمع‌آوری شدند. در مرحله اول، مشخصات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خام اندازه‌گیری شد. سپس، کارایی لجن خشک‌شده و هر یک از منعقدکننده‌های متداول (آلوم، کلریدفریک و PAC) در محدوده دوزهای مختلف در حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ با آزمون جارتست مقایسه و دوز بهینه هر یک تعیین شد. در مرحله بعد، ترکیب دوز بهینه لجن با دوزهای مختلف هر منعقدکننده برای یافتن موثرترین روش ترکیبی بررسی گردید. در نهایت، کیفیت پساب تصفیه شده با این شرایط، از نظر پارامتر TOC و شاخص‌های کیفی IRWQI و Wilcox مورد ارزیابی و مقایسه قرار گرفت.

یافته‌ها: نتایج مطالعه نشان داد که بیشترین راندمان حذف کدورت (۹۹/۲۲٪) مربوط به فرآیند ترکیبی لجن و آلومینیوم‌سولفات با کاهش کدورت به ۰/۷۹ NTU بود. لجن به‌تنهایی کارایی محدودی در حذف رنگ واقعی نشان داد، اما کاربرد آن با سایر منعقدکننده‌ها در تمام دوزهای مورد بررسی منجر به حذف کامل رنگ واقعی شد. همچنین بالاترین راندمان حذف UV₂₅₄ (۹۷/۳۲٪) مربوط به ترکیب لجن با پلی‌آلومینیوم‌کلراید بود. دوز بهینه برای حذف کدورت به ترتیب ۱۰، ۳، ۲۰، ۵، ۲۰، ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر برای لجن، کلریدفریک، آلومینیوم‌سولفات، پلی‌آلومینیوم‌کلراید، ترکیب لجن و کلریدفریک، ترکیب لجن و آلومینیوم‌سولفات و ترکیب لجن با پلی‌آلومینیوم‌کلراید تعیین شد. دوزهای بهینه برای حذف UV₂₅₄ به ترتیب ۱۰، ۳، ۳۰، ۱۰، ۲۰، ۲۰ و ۳۰ میلی‌گرم در لیتر بودند. در نهایت، تمامی روش‌های بهینه‌شده انعقاد (اعم از استفاده از منعقدکننده‌ها به‌تنهایی یا همراه با لجن) به حذف تقریباً کامل رنگ منجر شدند. بیشترین کاهش TOC در پساب خروجی در حضور آلومینیوم‌سولفات و ترکیب لجن با کلریدفریک مشاهده شد. شاخص کیفیت آب در نمونه خام نسبتاً پایین بود، اما در حضور لجن و پساب بعد از یک ساعت ته‌نشینی در محدوده «خوب» و در سایر ترکیب‌ها در محدوده «نسبتاً خوب» قرار گرفت. در مجموع، پساب خروجی پس از تصفیه از کیفیت مناسبی برخوردار بود و برای اکثر محصولات کشاورزی قابل استفاده است.

نتیجه‌گیری: تمامی روش‌های انعقادی، رنگ را تقریباً به طور کامل حذف نمودند. با این حال، ترکیب لجن با آلومینیوم‌سولفات به عنوان موثرترین روش در کاهش کدورت شناخته شد و بالاترین راندمان حذف UV₂₅₄ مربوط به ترکیب لجن و پلی‌آلومینیوم‌کلراید بود. این نتایج حاکی از کارایی مطلوب لجن به‌عنوان یک کمک‌منعقدکننده در فرآیند انعقاد است. در نهایت، پساب خروجی از نظر شاخص‌های Wilcox و WQI در محدوده مطلوب قرار گرفت.

کلیدواژه‌ها: انعقاد و لخته‌سازی؛ لجن ته‌نشینی؛ پساب فیلتراسیون؛ تصفیه‌خانه آب؛ کدورت

فهرست مطالب

صفحه

عنوان

فصل اول: کلیات و مرور متون

۲-۱-۱- مقدمه.....	۲
۲-۱-۲- بیان مسئله و اهمیت پژوهش.....	۳
۳-۱- اهداف پژوهش.....	۵
۳-۱-۱- هدف کلی.....	۵
۳-۱-۲- اهداف اختصاصی توصیفی.....	۶
۳-۱-۳- اهداف اختصاصی تحلیلی.....	۶
۴-۱- سوالات تحقیق.....	۶
۵-۱- فرضیات.....	۷
۶-۱- هدف کاربردی طرح.....	۸
۷-۱- متغیرهای تحقیق.....	۸
۸-۱- مقدمه بر تصفیه آب و مدیریت پساب فیلتراسیون.....	۱۳
۸-۱-۱- اهمیت مدیریت پساب فیلتراسیون.....	۱۳
۸-۱-۲- مروری بر فرآیندهای تصفیه آب: مراحل اصلی و نقش فیلترهای شنی.....	۱۳
۸-۱-۳- پساب شستشوی فیلترهای شنی و چالش‌های آن.....	۱۵
۸-۱-۴- ضرورت بازیافت پساب فیلتراسیون با استفاده از فرآیندهای انعقاد و لخته‌سازی.....	۱۷

- ۱-۸-۲- انواع پساب‌های تولیدی در تصفیه‌خانه‌های آب و تمرکز بر پساب فیلترهای شنی..... ۱۹
- ۱-۹-۱- فرآیند انعقاد و لخته‌سازی در تصفیه آب و پساب..... ۱۹
- ۱-۹-۱- اصول تئوری انعقاد: ناپایداری‌سازی کلوئیدها و نقش بار الکتریکی..... ۲۰
- ۱-۹-۲- عوامل مؤثر بر کارایی انعقاد و فلوکولاسیون (pH، دما، زمان اختلاط)..... ۲۱
- ۱-۹-۳- زمان بهینه رسوب‌گذاری و تأثیر آن بر حذف کدورت، رنگ..... ۲۲
- ۱-۱۰-۱- مواد منعقدکننده متداول و کاربرد آن‌ها..... ۲۴
- ۱-۱۰-۱- سولفات آلومینیوم (آلوم): ساختار شیمیایی، مکانیسم اثر و غلظت‌های مؤثر..... ۲۴
- ۱-۱۰-۲- کلرید آهن (فریک کلرید): خواص، هیدرولیز و نقش در حذف آلاینده‌ها..... ۲۴
- ۱-۱۰-۳- پلی‌آلومینیوم کلرید (PAC): مزایا نسبت به منعقدکننده‌های سنتی..... ۲۵
- ۱-۱۰-۴- مقایسه غلظت‌های مختلف منعقدکننده‌ها در حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄..... ۲۵
- ۱-۱۱-۱- لجن واحد رسوب‌گذاری و استفاده از آن به‌عنوان کمک‌منعقدکننده..... ۲۶
- ۱-۱۱-۱- تولید و ویژگی‌های لجن رسوب‌گذاری در تصفیه‌خانه‌های آب..... ۲۷
- ۱-۱۱-۲- خشک کردن لجن و تأثیر آن بر کارایی به‌عنوان کمک‌منعقدکننده..... ۲۸
- ۱-۱۱-۳- مکانیسم عملکرد لجن رسوب‌گذاری در فرآیند انعقاد: جذب، پل‌زنی و بهبود..... ۲۹
- ۱-۱۲-۱- پارامترهای کیفیت آب و شاخص‌های ارزیابی..... ۳۰
- ۱-۱۳-۱- نوآوری مطالعه..... ۳۵
- ۱-۱۴-۱- مرور منابع..... ۳۶

فصل دوم: مواد و روش‌ها

- ۱-۲- مقدمه..... ۴۲

۴۱	۲-۲- نوع مطالعه
۴۱	۳-۲- جامعه مورد مطالعه
۴۱	۴-۲- زمان و مکان انجام مطالعه
۴۱	۵-۲- حجم نمونه و روش نمونه گیری
۴۲	۶-۲- مواد و تجهیزات مورد استفاده
۴۳	۷-۲- روش جمع آوری اطلاعات

فصل سوم: یافته‌ها

۴۷	۳-۱- مقدمه
۴۷	۳-۲- تعیین ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خروجی از فیلترهای شنی
۴۸	۳-۳- ارزیابی عملکرد روش‌های مختلف تصفیه در بهبود کیفیت پساب خروجی از فیلترهای شنی
۵۰	۳-۴- تعیین زمان بهینه ته‌نشینی در میزان حذف کدورت، رنگ و UV ₂₅₄ در پساب
۵۱	۳-۵- تعیین دوز موثر مواد منعقدکننده در میزان حذف کدورت، رنگ و UV ₂₅₄
۵۳	۳-۶- تعیین میزان حذف کدورت، UV ₂₅₄ و رنگ در دوزهای مختلف مواد منعقدکننده
۵۸	۳-۷- تعیین مقادیر TOC در دوزهای بهینه منعقدکننده
۵۹	۳-۸- مقایسه شاخص کیفی آب (WQI) در دوزهای بهینه منعقدکننده
۶۰	۳-۹- میزان شاخص Wilcox
۶۱	۳-۱۰- مقایسه مقادیر متغیرهای مختلف در نمونه آب خام ورودی به تصفیه‌خانه با نمونه آب
۶۷	۳-۱۱- غلظت فلزات و کلرومتان‌ها در بهینه‌ترین حالت (لجن_آلومینیوم سولفات)

فصل چهارم: بحث و نتیجه‌گیری

۷۰	۱-۴- مقدمه.....
۷۰	۲-۴- تعیین ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خروجی از فیلترهای شنی.....
۷۱	۳-۴- ارزیابی عملکرد روش‌های مختلف تصفیه در بهبود کیفیت پساب خروجی از فیلترهای شنی.....
۷۲	۴-۴- تعیین زمان بهینه ته‌نشینی در میزان حذف کدورت، رنگ و UV ₂₅₄ در پساب خروجی.....
۷۴	۵-۴- تعیین غلظت موثر مواد منعقدکننده در میزان حذف کدورت، رنگ و UV ₂₅₄ در پساب.....
۸۰	۶-۴- فرآیند ترکیبی انعقاد با لجن ته‌نشینی و مواد منعقدکننده.....
۸۰	۱-۶-۴- مقایسه کارایی فرآیند ترکیبی در حذف کدورت، رنگ و UV ₂₅₄
۸۱	۷-۴- تعیین مقادیر TOC در دوزهای بهینه منعقدکننده‌ها.....
۸۲	۸-۴- مقایسه شاخص کیفی آب در دوزهای بهینه منعقدکننده‌ها.....
۸۴	۹-۴- میزان شاخص Wilcox.....
۸۵	۱۰-۴- مقایسه مقادیر متغیرهای مختلف در نمونه آب خام ورودی.....
۸۷	۱۱-۴- غلظت فلزات و کلرومتان‌ها در بهینه‌ترین حالت.....
۸۹	۱۲-۴- نتیجه‌گیری.....
۹۰	۱۳-۴- پیشنهادات کاربردی پژوهش.....
۹۱	۱۴-۴- پیشنهادات برای پژوهش‌های آینده.....
۹۱	۱۵-۴- محدودیت‌های مطالعه و راه‌حل‌های آن‌ها.....
۹۲	فهرست منابع.....

فهرست جداول

عنوان جدول	صفحه
۱-۱- وزن پارامترهای شاخص کیفیت آب ایران.....	۳۱
۲-۱- مقیاس بندی شاخص IRWQI.....	۳۲
۳-۱- تقسیم بندی آب از لحاظ شوری و هدایت الکتریکی.....	۳۴
۴-۱- تقسیم بندی آب از لحاظ تناسب برای کشاورزی.....	۳۵
۱-۲- لیست مواد شیمیایی و تجهیزات مورد استفاده در مطالعه.....	۴۲
۱-۳- مشخصات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خام شستشوی فیلترهای شنی.....	۴۷
۲-۳- ارزیابی پارامترهای کیفی پساب شستشوی فیلترهای شنی پس از اعمال فرآیند های تصفیه.....	۴۹
۳-۳- دوز بهینه منعقدکننده در حذف کدورت، رنگ و UV ₂₅₄ پساب شستشوی فیلترهای شنی.....	۵۲
۴-۳- میزان TOC تحت منعقدکننده های مختلف.....	۵۹
۵-۳- تحلیل نتایج شاخص Wilcox.....	۶۱
۶-۳- غلظت فلزات و کلرومتان ها در بهینه ترین حالت.....	۶۷

فهرست شکل‌ها

عنوان شکل	صفحه
۱-۱- منحنی مقادیر شاخص برای هر پارامتر.....	۳۱
۱-۳- زمان بهینه ته‌نشینی جهت حذف کدورت، رنگ و UV ₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلتر.....	۵۰
۲-۳- میزان حذف کدورت توسط غلظت‌های مختلف مواد.....	۵۳
۳-۳- مقایسه درصد حذف کدورت در دوزهای مختلف مواد منعقد کننده.....	۵۴
۴-۳- راندمان حذف UV ₂₅₄ توسط دوزهای مختلف مواد منعقد کننده متفات.....	۵۵
۵-۳- مقایسه درصد حذف UV ₂₅₄ در دوزهای مختلف مواد منعقد کننده.....	۵۶
۶-۳- مقایسه درصد حذف رنگ در دوزهای مختلف مواد منعقد کننده.....	۵۷
۷-۳- مقایسه درصد حذف کدورت، UV ₂₅₄ و رنگ در دوز بهینه هر کدام از منعقدکننده‌ها.....	۵۷
۸-۳- مقایسه شاخص کیفی آب در دوزهای بهینه منعقدکننده‌ها.....	۶۰
۹-۳- Wilcox میزان شاخص.....	۶۰
۱۰-۳- مقایسه مقادیر متغیرهای مختلف در نمونه آب خام ورودی به تصفیه خانه.....	۶۲

فصل اول:

کلیات و مرور متون

کمبود آب یک بحران جهانی رو به افزایش است، که جهان و به ویژه مناطق خشک و نیمه خشک با منابع آب شیرین محدود را تحت تأثیر قرار می دهد. بیش از یک میلیارد نفر در جهان به آب آشامیدنی سالم دسترسی ندارند و این امر منجر به مرگ سالانه تقریباً ۳/۴ میلیون نفر به دلیل بیماری های ناشی از آب می شود. شواهد نشان می دهد که در سال ۲۰۲۵، حدود ۱/۸ میلیارد نفر با چالش های شدید دسترسی به آب مواجه هستند که عواملی مانند رشد جمعیت، شهرنشینی و تغییرات اقلیمی، این شرایط را تشدید می کند (۱، ۲).

نیاز فوری به مدیریت مؤثر منابع آب و راه حل های نوآورانه برای بازیافت آب و پساب هرگز تا این حد حیاتی نبوده است، زیرا غفلت از این مسائل می تواند منجر به اثرات زیست محیطی مضر، از جمله تخریب اکوسیستم های رودخانه ای و تالابی شود استفاده مجدد از پساب، به ویژه از فرآیندهایی مانند شستشوی معکوس و رسوب گذاری، یک راه حل پایدار برای کاهش فشار بر منابع آب شیرین ارائه می دهد. این امر به ویژه در مناطقی که منابع آب سنتی به طور فزاینده ای غیرقابل اعتماد می شوند، اهمیت دارد. (۳-۵).

واحد فیلتراسیون یک جزء حیاتی از فرآیندهای تصفیه آب معمولی است که برای حذف ذرات معلق و کاهش کدورت طراحی شده است. با این حال، عملکرد فیلترهای شنی می تواند به مرور زمان به دلیل تجمع ذرات کلوئیدی ریز، بدتر شود و برای حفظ راندمان بهینه، نیاز به فرآیند شستشوی معکوس دارد. شستشوی معکوس شامل معکوس کردن جریان آب از طریق فیلتر، جابجایی مؤثر و حذف ذرات به دام افتاده است. این فرآیند نه تنها برای حفظ کیفیت آب، بلکه برای تضمین اثربخشی کلی سیستم های تصفیه نیز ضروری است با وجود اهمیت آن، پساب تولید شده از شستشوی معکوس حاوی آلاینده هایی از جمله مواد آلی طبیعی و مواد شیمیایی است که در صورت تخلیه بدون تصفیه می توانند منابع آب گیرنده را آلوده کنند (۶-۸).

بنابراین، اجرای روش های تصفیه مناسب قبل از بازگرداندن این پساب به محیط زیست یا سیستم تصفیه بسیار مهم است. روش های مختلفی برای تصفیه آب شستشوی معکوس، از جمله میکروفیلتراسیون، فیلترهای دانه ای و غشایی و فرآیند انعقاد-رسوب گذاری، بررسی شده است (۹، ۱۰).

این مطالعه بر استفاده از لجن واحد ته نشینی یک تصفیه خانه آب به عنوان روشی مقرون به صرفه و عملی برای تصفیه و استفاده مجدد از آب شستشوی معکوس تمرکز دارد. این تحقیق با بررسی کارایی فرآیندهای انعقاد و لخته سازی با استفاده از این لجن، قصد دارد به شیوه های مدیریت پایدار آب در مناطق کم آب کمک کند.

در نتیجه، ادغام تصفیه و بازیافت پساب در مدیریت منابع آب برای پرداختن به چالش های ناشی از کمبود آب حیاتی است. یافته های این مطالعه، بینش هایی در مورد پتانسیل استفاده از لجن واحد ته نشینی برای تصفیه مؤثر آب شستشوی معکوس ارائه می دهد و در نتیجه پایداری آب را در مناطق خشک و نیمه خشک افزایش می دهد.

۱-۲- بیان مسئله و اهمیت پژوهش

کمبود آب یک بحران جهانی است که میلیون ها نفر به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک، تحت تاثیر آن قرار دارند (۱۱). بیش از یک میلیارد نفر از دسترسی به آب آشامیدنی سالم محروم هستند (۱۲) و سالانه ۳.۴ میلیون نفر بر اثر آب آلوده جان خود را از دست می دهند (۱۳). عواملی مانند رشد جمعیت، شهرنشینی و تغییرات آب و هوایی این بحران را تشدید خواهند کرد (۱۴). با توجه به بحران کم آبی و افزایش قیمت آب، ضرورت مدیریت بهینه منابع آبی و بهره گیری از راهکارهای موثر در بازیافت آب و پساب بیش از پیش احساس می شود (۱۵). غفلت از این موضوع می تواند منجر به تغییرات نامطلوب در رژیم جریان آب، تخریب اکوسیستم های رودخانه ها و تالاب ها، آسیب به منابع خاکی و محیط زیست گردد (۱۶). با توجه به اینکه آب یکی از منابع حیاتی و استراتژیک محسوب می شود، آمارها نشان می دهد که ۵۰ تا ۷۰ درصد آب مصرفی به صورت پساب به محیط باز می گردد. بنابراین بازیافت آب و مدیریت صحیح پساب نه تنها یک ضرورت بلکه یک راهکار اساسی برای مقابله با چالش های ناشی از کم آبی در کشور تلقی می شود (۱۷). با این شرایط استفاده مجدد از پساب های تولیدی در فرآیندهای مختلف تصفیه آب، به ویژه پساب شستشوی معکوس و ته نشینی به عنوان یک راه حل پایدار برای تامین آب در مناطق کم آب و کاهش فشار بر منابع آبی اهمیت زیادی پیدا کرده است (۱۸). واحد فیلتراسیون یکی از بخش های کلیدی در فرآیندهای متداول تصفیه آب است که به منظور حذف ذرات معلق، کاهش کدورت و رفع آلودگی های فیزیکی طراحی شده است. این مرحله نقش اساسی در بهبود کیفیت آب برای مصارف انسانی و صنعتی ایفا می کند و به عنوان مقدمه ای ضروری برای مراحل بعدی تصفیه مانند ضدعفونی و حذف آلاینده های میکروبی عمل می نماید. در این فرآیند آب از میان فیلترهای شنی عبور داده می شود تا ناخالصی های موجود به ویژه در آب های سطحی که اغلب حاوی مواد آلی، شن و گل و لای هستند، جدا شوند. با این حال عملکرد فیلترهای شنی ممکن است به مرور زمان و در اثر انباشت ذرات ریز کلوئیدی دچار افت شود. برای حفظ کارایی و بازدهی مطلوب این فیلترها، استفاده از فرآیند شستشوی معکوس ضروری است (۱۹، ۲۰).

شستشوی معکوس به عنوان یک فرآیند کلیدی در نگهداری و بهینه سازی عملکرد فیلترها، نقش بسزایی در حفظ کیفیت آب و کارایی سیستم های تصفیه ایفا می کند (۲۱). این فرآیند با عبور آب در جهت معکوس جریان معمولی فیلتر انجام می شود و به عنوان یک بستر سیال مایع-جامد عمل کرده و ذرات معلق را به سمت بالا و خارج از محیط فیلتر هدایت می کند. مدت زمان لازم برای انجام شستشوی معکوس با آب تصفیه شده معمولاً بین ۱۵ تا ۲۰ دقیقه است (۲۲). برای افزایش اثربخشی این عملیات، استفاده از هوای فشرده نیز متداول است که به پاکسازی بهتر بستر کمک کرده و مانع از تجمع ذرات ریز می شود (۲۳). اهمیت این فرآیند زمانی بیشتر نمایان می شود که افت فشار در سیستم افزایش یافته و بازده آن کاهش یابد، وضعیتی که معمولاً در فصل بارندگی به دلیل افزایش کدورت آبهای سطحی رخ می دهد و نیازمند تکرار مکرر شستشو است (۲۴). آب

حاصل از این شستشو که به عنوان آب هدر رفته یا آب شستشو شناخته می شود (۱۹). در اکثر مواقع این پساب در مخازن ذخیره نگهداری و بعضاً بدون هیچ تصفیه ای به ابتدای خط برگشت انتقال داده می شود و یا بدون هیچ گونه استفاده مفیدی در آبهای سطحی و محیط زیست تخلیه می گردد (۲۴). در فرآیند تصفیه آب بیشترین حجم هدر رفت آب مربوط به فرآیند شستشوی معکوس فیلترها می باشد، که حدود ۲ تا ۱۰ درصد از کل آب تولید شده در تصفیه خانه ها، صرف این فرآیند می شود (۲۵، ۲۶). با توجه به آلاینده های موجود در این پساب که عمدتاً شامل انواع مواد آلی طبیعی و مواد شیمیایی می باشد برای جلوگیری از آلودگی منابع پذیرنده، پساب این فیلترها نباید به طور مستقیم به منابع تخلیه گردد و در صورت برگشت به ابتدای خط بایستی تصفیه های لازم انجام پذیرد (۱۹، ۲۵). با روش های مناسب می توان ۹۵ درصد آب شستشوی معکوس فیلترها را بازیافت و جهت استفاده در آبیاری زمین های کشاورزی یا برگشت به ابتدای سیستم استفاده نمود (۱۸، ۲۶). بنابراین با توجه به بحران منابع آبی، برگشت پساب شستشوی معکوس ضرورت دارد. در مطالعات انجام شده روش های مختلفی جهت تصفیه آب شستشوی معکوس وجود دارد از جمله استفاده از میکروفیلتراسیون (۲۶)، فیلترهای گرانولی و غشایی (۲۱)، کیتوزان و فلوکولانت های مبتنی بر نشاسته (۲۷)، غشای سرامیکی (۲۸)، فرآیند انعقاد-رسوب (۲۹). بازیابی آب شستشوی معکوس در مصارف بعدی نیازمند یک روش مقرون به صرفه و کاربردی است که در این مطالعه از لجن واحد ته نشینی تصفیه خانه آب جهت تصفیه و استفاده مجدد از آب شستشوی معکوس استفاده می شود.

انعقاد به عنوان یکی از رایج ترین و موثرترین فرآیندها در تصفیه آب آشامیدنی، نقش کلیدی در ناپایدار کردن ذرات کلوئیدی، مواد آلی، رنگ و کاهش کدورت آب خام دارد (۳۰، ۳۱). با توجه به سادگی طراحی و عملکرد آسان این فرآیند و همچنین مصرف کم انرژی آن، انعقاد به عنوان یکی از متداول ترین روش های فیزیکوشیمیایی در تصفیه آب شناخته می شود (۳۲). این فرآیند با افزودن مواد منعقدکننده معمولاً نمک های آلومینیوم یا آهن به آب خام آغاز می شود، که منجر به تولید مقادیر قابل توجهی لجن در تصفیه خانه ها می گردد (۳۱). بر اساس برآوردهای جهانی، تولید روزانه لجن در تصفیه خانه های آب به بیش از ۱۰۰۰ تن (در سطح جهان) می رسد (۱۴، ۳۳). لجن باقیمانده از فرآیند تصفیه آب حاوی ترکیبات آلی طبیعی، نمک های معدنی، اکسید های مختلف و مواد منعقدکننده باقیمانده از فرآیند است که موجب افزایش کدورت می شود (۳۴). در کشورهای در حال توسعه به دلیل نبود نظارت کافی بر کیفیت پساب و لجن های دفعی از تصفیه خانه معمولاً بدون فرآوری مناسب به صورت خام و تثبیت نشده به منابع آبی مجاور و محیط زیست تخلیه می شوند. این رویکرد نه تنها به تشکیل رسوبات و کاهش کیفیت آب در اثر مواد شیمیایی به کار رفته در فرآیند تصفیه منجر می شود، بلکه پیامدهای زیست محیطی و اکولوژیکی قابل توجهی از جمله تأثیرات منفی بر حیات آبریان، آلودگی خاک، محصولات کشاورزی، شیوع بیماری های انگلی و بروز مسمومیت های شیمیایی را به همراه دارد (۳۱-۳۳، ۳۵). استفاده از لجن تصفیه خانه آب به عنوان یک رویکرد پایدار و بی خطر، اهدافی همچون کاهش حجم و هزینه دفع، تثبیت پایدار، دفع ایمن بدون ایجاد بار زیست محیطی را دنبال می کند. این رویکرد علاوه بر کاهش تقاضا

برای منابع طبیعی می تواند عمر مفید تاسیسات دفع لجن را ارتقا دهد (۳۶، ۳۷). پیشرفت های فناوری در حوزه مدیریت پسماند امکان استفاده از لجن تصفیه خانه ها را با راندمان بالاتر فراهم کرده است. از جمله این فناوری ها می توان به روش های اسیدی در بایافت منعقدکننده (۱۴، ۳۴)، روش اولتراسوند (۳۷)، روش سطح پاسخ (۳۳)، جاذب کاتیون ها (۳۶) اشاره نمود.

آب شرب مورد استفاده در شهر سنندج با جمعیتی در حدود ۵۵۰ هزار نفر از آب های سطحی تأمین می گردد و از طریق تصفیه خانه ای متداول متشکل از دو فاز اجرایی با ظرفیت اسمی ۲۱۰۰ لیتر در ثانیه تصفیه و در مخازن سطح شهر ذخیره و در نهایت از طریق شبکه آبرسانی توزیع می گردد. واحدهای این تصفیه خانه شامل پیش از ن زنی، آشغال گیر، ماکرو استرینر، اختلاط سریع، لخته سازی، حوضچه های ته نشینی، فیلتراسیون، گندزدایی و مخازن ذخیره بوده و بخشی از آب تصفیه شده به منظور شستشوی فیلترها مورد استفاده قرار می گیرد. حجم آب هدررفته در این فرآیند با توجه به دبی تصفیه خانه آب سنندج، معادل ۱۲۶ لیتر بر ثانیه است، که در طول سال برابر با نیاز آبی حدود ۷۲ هزار نفر می باشد که بدون هیچ گونه بهربرداری مجدد از سامانه خارج می گردد.

بنابراین هدف از این مطالعه تعیین کارایی فرآیند انعقاد و لخته سازی با کاربرد لجن واحد ته نشینی در تصفیه پساب فیلتراسیون تصفیه خانه آب شهر سنندج بود.

۱-۳- اهداف پژوهش

۱-۳-۱- هدف کلی

تعیین کارایی فرآیند انعقاد و لخته سازی با کاربرد لجن واحد ته نشینی در تصفیه پساب فیلتراسیون تصفیه خانه آب شهر سنندج

۱-۳-۲- اهداف اختصاصی توصیفی

۱- تعیین ویژگی های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خروجی از فیلترهای شنی

۲- تعیین زمان بهینه ته نشینی در میزان حذف کدورت، رنگ و UV_{254} در پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی

۳- تعیین غلظت موثر لجن ته نشینی در میزان حذف کدورت، رنگ و UV_{254} در پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی

۴- تعیین غلظت موثر مواد منعقدکننده متداول (آلومینیوم سولفات، کلرید فربیک و پلی آلومینیوم کلراید) در میزان حذف کدورت، رنگ و UV_{254} در پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی

۵- تعیین غلظت‌های مختلف مواد منعقدکننده متداول (آلومینیوم سولفات، کلرید فریک و پلی آلومینیوم کلراید) با غلظت بهینه لجن ته نشینی در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی

۶- تعیین شاخص کیفیت آب ایران (IRWQI) و شاخص (Wilcox) و پارامتر TOC پساب خروجی تصفیه شده در مراحل بهینه (با استفاده از لجن خشک شده ته نشینی، مواد منعقد کننده متداول و فرآیند ترکیبی لجن و انعقاد)

۱-۳-۳- اهداف اختصاصی تحلیلی

۱- مقایسه اثر غلظت‌های مختلف لجن ته‌نشینی به عنوان کمک منعقدکننده در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی.

۲- مقایسه اثر غلظت‌های مختلف مواد منعقدکننده متداول (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی آلومینیوم کلراید) در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی.

۳- مقایسه اثر غلظت‌های مختلف ترکیب مواد منعقدکننده (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی آلومینیوم کلراید) با لجن ته نشینی به عنوان کمک منعقد کننده در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی.

۴- مقایسه راندمان مواد منعقدکننده، لجن ته‌نشینی و فرآیند ترکیبی آنها در حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی.

۵- مقایسه شاخص کیفیت آب ایران (IRWQI) و شاخص (Wilcox) با جدول طبقه بندی کیفی این شاخص‌ها

۱-۴- سوالات تحقیق

۱- ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خروجی از فیلترهای شنی چگونه است؟

۲- زمان ماند ته‌نشینی بهینه برای حذف پارامترهای کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی شستشوی فیلترهای شنی چقدر است ؟

۳- غلظت موثر لجن ته‌نشینی در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی چقدر است؟

۴- غلظت موثر مواد منعقدکننده متداول (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید) در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی چقدر است؟

۵- غلظت موثر ترکیب مواد منعقدکننده متداول (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید) با غلظت بهینه لجن ته‌نشینی در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی چقدر است؟

۶- مقدار شاخص کیفیت آب ایران (IRWQI) و شاخص (Wilcox) و پارامتر TOC پساب خروجی تصفیه شده در مراحل بهینه (با استفاده از لجن خشک شده ته‌نشینی، مواد منعقدکننده متداول و فرآیند ترکیبی لجن و انعقاد) چقدر است؟

۵-۱- فرضیات

۱- اثر غلظت‌های مختلف لجن ته‌نشینی به عنوان کمک منعقدکننده در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی متفاوت است.

۲- اثر غلظت‌های مختلف مواد منعقدکننده متداول (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید) در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی متفاوت است.

۳- اثر غلظت‌های مختلف ترکیب مواد منعقدکننده (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید) با لجن ته‌نشینی به عنوان کمک منعقدکننده در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی متفاوت است.

۴- راندمان مواد منعقدکننده (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید)، لجن ته‌نشینی و فرآیند ترکیبی آنها در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی با هم متفاوت است.

۵- شاخص کیفیت آب ایران (IRWQI) و شاخص (Wilcox) و پارامتر TOC پساب خروجی تصفیه شده (با استفاده از لجن خشک شده ته‌نشینی، مواد منعقدکننده متداول و فرآیند ترکیبی لجن و انعقاد) با مقادیر استاندارد این شاخص‌ها و پارامتر TOC مطابقت داشته است.

۱-۶- هدف کاربردی طرح / نحوه استفاده از یافته‌ها در آینده

۱- ارائه روشی نوین و مقرون به صرفه با استفاده از لجن ته‌نشینی و مواد منعقدکننده برای تصفیه پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی.

۲- بهینه سازی فرآیند انعقاد و لخته‌سازی برای حذف موثر آلاینده‌های مانند کدورت، رنگ و UV₂₅₄ از پساب تصفیه‌خانه‌های آب.

۳- ارزیابی پتانسیل استفاده از لجن ته‌نشینی به‌عنوان کمک منعقدکننده در تصفیه آب و کاهش وابستگی به مواد شیمیایی گران قیمت.

۴- دستیابی به کیفیت مطلوب آب تصفیه شده در حد استانداردهای آب شرب و کشاورزی با استفاده از فرآیندهای پیشنهادی.

۵- کاهش هزینه‌های اقتصادی تصفیه پساب با استفاده از لجن ته‌نشینی به‌عنوان یک منبع جایگزین.

۶- ارائه راهکارهای علمی و عملی برای مدیریت پسماندهای لجن در تصفیه‌خانه‌ها از طریق استفاده مجدد در فرآیندهای تصفیه.

۱-۷- متغیرهای تحقیق و تعریف عملیاتی آن‌ها

ردیف	عنوان متغیر	نوع متغیر		کمی		کیفی		تعریف علمی عملی	نحوه اندازه‌گیری
		مستقیم	غیرمستقیم	نسبت	مقدار	رنگ	بوی		
۱	TOC			*	*			علمی: مجموع کربن آلی محلول و معلق موجود در آب که از منابع	TOC Analyzer (mg/l)

	طبیعی یا آلاینده های انسانی نشات می گیرد. عملیاتی: شاخصی برای سنجش میزان آلودگی آلی در آب، که نشان دهنده حضور مواد آلی زیست تخریب پذیر و غیر زیست تخریب پذیر است.								
اسپکتروفتومتر (nm)	علمی: میزان جذب نور ماورای بنفش در طول موج ۲۵۴ نانومتر که نشان دهنده حضور ترکیبات آلی آروماتیک و پیش سازهای مواد آلی محلول در آب است. عملیاتی: شاخصی برای تعیین میزان مواد آلی قابل اکسید شدن، به ویژه ترکیبات دارای پیوندهای				*	*		UV ₂₅₄	۲

	دوگانه و حلقوی.								
استفاده از مقیاس رنگ (Pt-Co)	علمی: خاصیتی از آب که ناشی از مواد آلی طبیعی یا ترکیبات معدنی مانند آهن و منگنز است و می تواند به صورت واقعی (محلول) یا ظاهری (با مواد معلق) باشد. عملیاتی: معیاری برای سنجش میزان ناخالصی های آلی و معدنی که موجب تغییر رنگ آب می شوند.				*	*		رنگ	۳
استفاده از دستگاه توربیدومتر (NTU)	علمی: میزان پراکندگی و جذب نور در آب ناشی از وجود ذرات معلق و کلوئیدی. عملیاتی: شاخصی از شفافیت آب که بر اساس مقدار ذرات معلق در آن				*	*		کدورت	۴

	تعیین می شود.								
تعیین مقدار بهینه از طریق آزمایش جارتست، که در آن مقادیر مختلف ماده منعقد کننده به نمونه آب افزوده شده و میزان حذف ذرات معلق ارزیابی می شود.	علمی: مقدار مشخصی از یک ماده شیمیایی مانند آلومینیوم سولفات، کلرید فریک و پلی آلومینیوم کلراید که برای کاهش کدورت و حذف مواد کلوئیدی در فرآیند تصفیه آب استفاده می شود. عملیاتی: حداقل مقدار ماده منعقد کننده که باعث انعقاد موثر و ته نشینی مواد معلق می شود.				*	*	دوز مواد منعقد کننده (آلومینیوم سولفات، کلرید فریک و پلی آلومینیوم کلراید)	۵	
خشک کردن نمونه لجن در دمای مشخص و توزین باقی مانده جامد، بیان شده به صورت (mg/l)	علمی: لجن خشک شده حاصل از ته نشینی که ممکن است حاوی کمپلکس مواد منعقد کننده باشد. عملیاتی: مقدار جرمی لجن خشک شده در واحد				*	*	دوز لجن خشک شده	۶	

	حجم آب که تحت شرایط استاندارد تهیه شده و به پساب افزوده می شود تا تاثیر آن بر کیفیت آب ارزیابی گردد.								
با استفاده از استفاده از مدل های استاندارد WQI که مقادیر پارامترها (مانند BOD، pH، COD و...) را در فرمول های ریاضی ترکیب کرده و عدد نهایی را محاسبه می کنند.	علمی: شاخصی عددی که بر اساس ترکیب چندین پارامتر فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی وضعیت کلی کیفیت آب را نمایش می دهد. عملیاتی: مقدار نهایی که از ترکیب و وزن دهی پارامترهای مختلف کیفیت آب به دست می آید و کیفیت آب را در دسته بندی های مشخص نشان می دهد.				*	*		شاخص کیفیت آب ایران (IRWQI)	۷
رسم دیاگرام Wilcox که نمونه های آب را بر اساس مقدار EC و	علمی: روشی برای ارزیابی کیفیت آب آبیاری که بر				*	*		شاخص Wilcox	۸

SAR در یکی از دسته های "مناسب"، "محدودیت متوسط" یا "نامناسب" برای آبیاری قرار می دهد.	اساس دو پارامتر هدایت الکتریکی (EC) و نسبت جذب سدیم (SAR) انجام می شود. عملیاتی: شاخصی برای تعیین میزان تاثیر آب آبیاری بر خاک، به ویژه در رابطه با خطر سدیمی شدن و کاهش نفوذپذیری خاک.								
---	---	--	--	--	--	--	--	--	--

۸-۱- مقدمه بر تصفیه آب و مدیریت پساب فیلتراسیون

فیلتراسیون یک فرآیند اساسی در تصفیه آب آشامیدنی و فاضلاب است که برای تضمین سلامت عمومی و پایداری محیط زیست بسیار مهم است (۳۸, ۳۹). در تصفیه آب آشامیدنی، فیلتراسیون معمولاً پس از انعقاد-لخته سازی و رسوب گذاری انجام می شود و به حذف مواد جامد معلق و سایر ناخالصی ها از آب کمک می کند (۵۴). روش های رایج فیلتراسیون شامل فیلتراسیون دانه ای و فیلتراسیون غشایی است که دومی قادر به حذف ذرات از مواد قابل مشاهده بزرگ گرفته تا گونه های شیمیایی مولکولی و یونی است (۵۶). انتخاب محیط فیلتر مناسب، که می تواند شامل موادی مانند پنبه، الیاف شیشه و مواد پلیمری مختلف باشد، برای جداسازی کارآمد در این فرآیندها حیاتی است (۳۹).

۸-۱-۱- اهمیت مدیریت پساب فیلتراسیون

۸-۱-۱-۱- مروری بر فرآیندهای تصفیه آب: مراحل اصلی و نقش فیلترهای شنی

تصفیه آب، به عنوان یکی از ارکان اصلی مهندسی محیط زیست و بهداشت عمومی، مجموعه‌ای از فرآیندهای به‌هم‌پیوسته است که برای حذف آلاینده‌ها از منابع آب خام طراحی شده‌اند تا آب را برای مصرف آشامیدنی و کاربردهای صنعتی ایمن سازند (۴۰). هدف اصلی، دستیابی به استانداردهای کیفیت آب تعیین‌شده توسط سازمان‌هایی مانند سازمان بهداشت جهانی و آژانس حفاظت محیط زیست است که محدودیت‌هایی برای پارامترهایی مانند کدورت، محتوای میکروبی و باقی‌مانده‌های شیمیایی مشخص می‌کنند (۴۱، ۴۲).

مراحل اصلی تصفیه آب با برداشت و پیش‌تصفیه آغاز می‌شود، جایی که آب خام از منابعی مانند رودخانه‌ها، دریاچه‌ها یا آب‌های زیرزمینی جمع‌آوری می‌شود. پیش‌تصفیه شامل غربالگری درشت برای حذف زباله‌های بزرگ مانند برگ‌ها، شاخه‌ها و آشغال‌ها است تا از آسیب به تجهیزات بعدی جلوگیری شود (۴۳، ۴۴).

انعقاد، اولین مداخله شیمیایی در توالی تصفیه است که در آن منعقدکننده‌هایی مانند سولفات آلومینیوم (آلوم) یا کلرید فریک اضافه می‌شوند تا ذرات کلوئیدی را ناپایدار کنند و میکروفلوک‌ها را تشکیل دهند (۴۵).

لخته‌سازی، با اختلاط ملایم، تجمع میکروفلوک‌ها به ماکروفلوک‌های قابل ته‌نشینی را ترویج می‌دهد (۴۶).

ته‌نشینی یا زلال‌سازی، به فلوک‌های تشکیل‌شده اجازه می‌دهد تحت نیروی گرانش در حوضچه‌های بزرگ ته‌نشین شوند و جامدات را از فاز مایع جدا کنند (۴۷).

فیلتراسیون به عنوان یک مانع فیزیکی کلیدی در تصفیه آب ظاهر می‌شود، جایی که آب زلال‌شده از میان رسانه‌های متخلخل عبور می‌کند تا ذرات باقی‌مانده، میکروارگانیسم‌ها و برخی مواد محلول را به دام اندازد و برای دستیابی به کدورت پایین طراحی شده‌است (۴۸).

فیلترهای شنی، جزء رایج سیستم‌های فیلتراسیون، نقش محوری در حذف مواد معلق ریز و عوامل بیماری‌زا از طریق فیلتراسیون رسانه‌ای دانه‌ای ایفا می‌کنند. این فیلترها که عمدتاً از ماسه سیلیسی با اندازه مؤثر ۰/۳۵ تا ۰/۶ میلی‌متر تشکیل شده‌اند، ذرات را از طریق مکانیسم‌های مختلف نظیر به دام اندازی، ته‌نشینی و جذب سطحی به دام می‌اندازند. بستر فیلتر، معمولاً با عمق ۰/۶ تا ۱/۲ متر، از یک لایه زیستی فعال به نام شوموتزدک^۱ پشتیبانی می‌کند که از میکروارگانیسم‌ها و مواد آلی تشکیل شده و کارایی حذف را از طریق تخریب زیستی افزایش می‌دهد. نرخ بارگذاری هیدرولیکی ۵ تا ۱۰ متر بر ساعت استاندارد است (۴۹-۵۱).

^۱. schmutzdecke

فیلترهای شنی سریع به دلیل توان عملیاتی بالا و فضای کم مورد نیاز، در تصفیه‌خانه‌های مدرن غالب هستند. شستشوی معکوس، یک فرآیند تمیزکاری دوره‌ای با استفاده از شستشوی هوا و آب، ظرفیت فیلتر را با حذف جامدات انباشته‌شده بازیابی می‌کند و چرخه‌ها معمولاً هر ۲۴ تا ۷۲ ساعت انجام می‌شوند. (۵۲).

فیلترهای شنی کند، فناوری قدیمی‌تر اما مؤثری هستند که با نرخ فیلتراسیون پایین‌تر (۰/۱ تا ۰/۴ متر بر ساعت) عمل می‌کنند و بر تصفیه زیستی بیش از مکانیکی تأکید دارند. بیشتر برای مناطق روستایی یا در حال توسعه ایده‌آل هستند (۵۳).

مراحل پس از فیلتراسیون، از جمله ضدعفونی، عوامل بیماری‌زای باقی‌مانده را غیرفعال می‌کنند و فیلترهای شنی با کاهش کدورت، آب را برای ضدعفونی مؤثر آماده می‌کنند (۵۴).

در نتیجه فرآیندهای تصفیه آب با فیلترهای شنی به عنوان عنصری محوری، ترکیبی هماهنگ از مکانیسم‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی را برای حفاظت از سلامت عمومی و یکپارچگی محیط زیست تجسم می‌دهند (۴۹).

۱-۸-۲- پساب شستشوی فیلترهای شنی و چالش‌های آن

پساب حاصل از شستشوی فیلترهای شنی، که به عنوان یکی از محصولات جانبی فرآیند تصفیه آب در تصفیه‌خانه‌ها تولید می‌شود، چالش‌های زیست‌محیطی و عملیاتی قابل توجهی را به همراه دارد. این پساب، که در نتیجه شستشوی معکوس فیلترهای شنی برای حذف ذرات انباشته‌شده و بازیابی ظرفیت فیلتراسیون ایجاد می‌شود، حاوی مقادیر بالایی از جامدات معلق، مواد آلی، کدورت و گاهی میکروارگانیسم‌ها است. ویژگی‌های این پساب به کیفیت آب خام ورودی، نوع رسانه فیلتر (مانند ماسه سیلیسی یا آنتراسیت) و شرایط عملیاتی مانند نرخ جریان شستشو و فرکانس آن بستگی دارد (۵۵). مطالعات نشان می‌دهند که کدورت پساب شستشوی فیلترهای شنی می‌تواند به ۱۰۰ - ۱۰۰۰ NTU برسد، که به مراتب بالاتر از استانداردهای تخلیه به محیط زیست (معمولاً کمتر از ۵۰ NTU) است. این ترکیب پیچیده، مدیریت پساب را به یک مسئله کلیدی در پایداری تصفیه‌خانه‌های آب تبدیل کرده است (۲۶، ۵۶).

یکی از چالش‌های اصلی پساب شستشوی فیلترهای شنی، تأثیرات زیست‌محیطی آن در صورت تخلیه مستقیم به منابع آبی است. حضور جامدات معلق و مواد آلی (TOC) می‌تواند منجر به کاهش اکسیژن محلول، ایجاد پدیده اوتروفیکاسیون و اختلال در اکوسیستم‌های آبی شود (۵۷). علاوه بر این، وجود میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا یا مواد شیمیایی باقی‌مانده از فرآیندهای پیشین (مانند منعقدکننده‌ها یا ضدعفونی‌کننده‌ها) می‌تواند

سلامت عمومی و حیات وحش را تهدید کند. بر اساس استانداردهای زیست‌محیطی بین‌المللی، مانند آنچه توسط آژانس حفاظت محیط زیست ارائه شده، تخلیه چنین پسابی بدون تصفیه مناسب ممنوع است، که این امر ضرورت توسعه روش‌های مؤثر تصفیه پساب را برجسته می‌کند (۵۸).

چالش دیگر، حجم بالای پساب تولیدی و هزینه‌های مرتبط با مدیریت آن است. شستشوی معکوس فیلترهای شنی معمولاً ۲-۵ درصد از کل آب تصفیه‌شده در یک تصفیه‌خانه را مصرف می‌کند، که در مناطق با کمبود آب، اتلاف قابل توجهی محسوب می‌شود. این پساب به دلیل غلظت بالای جامدات، نمی‌تواند مستقیماً به فرآیند تصفیه اصلی بازگردد، زیرا بار اضافی بر واحدهای انعقاد، ته‌نشینی و فیلتراسیون وارد می‌کند (۵۹). روش‌های سنتی مدیریت پساب، مانند ته‌نشینی ساده یا ذخیره در حوضچه‌های تبخیری، اغلب ناکارآمد هستند، زیرا فضای زیادی نیاز دارند و زمان طولانی برای ته‌نشینی ذرات ریز صرف می‌کنند. تحقیقات اخیر نشان می‌دهند که استفاده از فرآیندهای پیشرفته‌تر، مانند انعقاد و لخته‌سازی بهبودیافته یا فیلتراسیون غشایی، می‌تواند نرخ حذف جامدات را تا ۹۰ درصد افزایش دهد، اما این روش‌ها هزینه‌های سرمایه‌گذاری و عملیاتی بالایی دارند (۶۰، ۶۱). از منظر عملیاتی، یکی از چالش‌های کلیدی، متغیر بودن ویژگی‌های پساب شستشوی فیلترهای شنی است که طراحی سیستم‌های تصفیه را پیچیده می‌کند. این پساب ممکن است در زمان‌های مختلف به دلیل تغییرات فصلی در کیفیت آب خام، دبی جریان یا نوع آلاینده‌ها، ویژگی‌های متفاوتی داشته باشد (۶۲). برای مثال، در فصول بارانی، کدورت و محتوای مواد آلی پساب افزایش می‌یابد، که نیاز به تنظیم دوز منعقدکننده‌ها یا تغییر در پارامترهای عملیاتی دارد. مدل‌های پیش‌بینی‌کننده مبتنی بر هوش مصنوعی و داده‌کاوی اخیراً برای پیش‌بینی ویژگی‌های پساب و بهینه‌سازی فرآیندهای تصفیه پیشنهاد شده‌اند، اما پیاده‌سازی آن‌ها در مقیاس صنعتی همچنان در مراحل اولیه است. این متغیر بودن، لزوم توسعه فرآیندهای تصفیه انعطاف‌پذیر و مقاوم را برجسته می‌کند (۵۹، ۶۳).

به طور کلی بازیافت و استفاده مجدد از پساب شستشوی فیلترهای شنی راهکاری موثر برای کاهش اثرات زیست‌محیطی و بهبود پایداری منابع آب است. استفاده از لجن ته‌نشینی به عنوان کمک منعقدکننده یا بازگرداندن پساب تصفیه‌شده به فرآیند اصلی تصفیه، می‌تواند مصرف آب را کاهش دهد و نیاز به منابع جدید را به حداقل برساند (۶۴). با این حال، چالش‌های مرتبط با کیفیت پساب تصفیه‌شده، مانند انطباق با شاخص‌های

کیفیت آب مانند IRWQI یا Wilcox و حذف مؤثر پارامترهایی مانند رنگ، UV₂₅₄ و TOC همچنان نیازمند تحقیقات و فناوری‌های نوین مانند کمک‌منعقدکننده‌های زیستی یا نانوساختار است (۶۵).

۱-۸-۳- ضرورت بازیافت پساب فیلتراسیون با استفاده از فرآیندهای انعقاد و لخته‌سازی

بازیافت پساب فیلتراسیون، به‌ویژه پساب حاصل از شستشوی فیلترهای شنی در تصفیه‌خانه‌های آب، به دلیل ملاحظات زیست‌محیطی، اقتصادی و پایداری منابع آب، ضرورتی غیرقابل‌اجتناب در مدیریت مدرن آب است. (۶۶). فرآیندهای انعقاد و لخته‌سازی، با حذف مؤثر این آلاینده‌ها، امکان بازگرداندن پساب تصفیه‌شده به چرخه تولید یا استفاده در مصارف غیرآشامیدنی مانند آبیاری را فراهم می‌کنند. مطالعات نشان می‌دهند که بازیافت پساب می‌تواند مصرف آب تصفیه‌خانه‌ها را تا ۵ درصد کاهش دهد، که در مناطق کم‌آب اهمیت بسزایی دارد (۶۷، ۶۸).

فرآیند انعقاد و لخته‌سازی از طریق افزودن منعقدکننده‌هایی مانند سولفات آلومینیوم (آلوم)، کلریک فریک یا پلی‌آلومینیوم کلراید (PAC) عمل می‌کند، که ذرات کلوئیدی و معلق را ناپایدار کرده و به فلوک‌های قابل ته‌نشینی تبدیل می‌کند (۶۹). این فرآیند بر پایه مکانیسم‌های پل‌زنی و جذب، تجمع ذرات را تسهیل می‌کند. افزودن کمک‌منعقدکننده‌هایی مانند لجن واحد ته‌نشینی، کارایی فرآیند را افزایش داده و هزینه‌های مواد شیمیایی را کاهش می‌دهد، که این امر به‌ویژه در تصفیه‌خانه‌هایی با منابع محدود حائز اهمیت است (۷۰، ۷۱). از منظر زیست‌محیطی، بازیافت پساب فیلتراسیون با انعقاد و لخته‌سازی به کاهش اثرات مخرب تخلیه پساب کمک می‌کند. استانداردهای بین‌المللی، مانند استانداردهای EPA یا سازمان بهداشت جهانی (WHO)، محدودیت‌های سختی برای پارامترهایی مانند کدورت (کمتر از ۵۰ NTU) و محتوای آلی اعمال می‌کنند (۷۲). تخلیه پساب شستشوی فیلترهای شنی، بدون تصفیه مناسب، می‌تواند اکوسیستم‌های آبی را مختل کرده و جریحه‌های زیست‌محیطی را به دنبال داشته باشد. انعقاد و لخته‌سازی، با کاهش این پارامترها به سطوح مجاز، امکان تخلیه ایمن یا بازیافت پساب را فراهم می‌کند. این فرآیند همچنین بار آلاینده‌ها بر منابع آبی را کاهش داده و به حفظ تعادل اکولوژیکی کمک می‌کند، که با اهداف توسعه پایدار سازمان ملل متحد هم‌راستا است (۷۳، ۷۴).

از دیدگاه اقتصادی، بازیافت پساب فیلتراسیون هزینه‌های عملیاتی تصفیه‌خانه‌ها را بهینه می‌کند. شستشوی معکوس فیلترهای شنی ۲ تا ۵ درصد از آب تصفیه‌شده را مصرف می‌کند، که در مقیاس بزرگ، حجم قابل

توجهی است (۷۵). بازگرداندن پساب تصفیه شده به فرآیند اصلی یا استفاده در کاربردهای غیرآشامیدنی، نیاز به برداشت آب خام را کاهش داده و هزینه های پمپاژ و تصفیه اولیه را پایین می آورد. مدل های اقتصادی نشان می دهند که سیستم های بازیافت مبتنی بر انعقاد و لخته سازی می توانند در کمتر از ۵ سال بازگشت سرمایه داشته باشند، به ویژه با استفاده از لجن ته نشینی که به عنوان منبعی داخلی و کم هزینه عمل می کند. این رویکرد همچنین جریمه های زیست محیطی ناشی از تخلیه غیرمجاز را کاهش می دهد (۶۸، ۷۶).

در نهایت، بازیافت پساب فیلتراسیون با فرآیندهای انعقاد و لخته سازی، گامی کلیدی در جهت مدیریت پایدار منابع آب است. این روش نه تنها از هدررفت آب جلوگیری می کند، بلکه با کاهش آلودگی محیطی، به حفاظت از اکوسیستم های آبی کمک می کند (۷۷). پیشرفت های اخیر، مانند استفاده از مدل های پیش بینی کننده برای بهینه سازی دوز منعقدکننده ها یا ادغام فناوری های نوین مانند نانومواد، کارایی و پایداری این فرآیندها را بهبود بخشیده است. با این حال، متغیر بودن ویژگی های پساب و نیاز به تنظیم دقیق فرآیندها، چالش هایی هستند که نیازمند تحقیقات بیشتر برای اطمینان از مقیاس پذیری و مقرون به صرفه بودن در کاربردهای صنعتی هستند. این تلاش ها، با هدف دستیابی به آب پاک و مدیریت پایدار، نقشی حیاتی در آینده منابع آب جهانی ایفا می کنند (۷۸، ۷۹).

۱-۸-۲- انواع پساب های تولیدی در تصفیه خانه های آب و تمرکز بر پساب فیلترهای شنی

تصفیه خانه های آب، به عنوان بخشی از فرآیند تولید آب آشامیدنی، انواع مختلفی از پساب ها را تولید می کنند که هر یک ویژگی ها و چالش های خاص خود را دارند. این پساب ها شامل لجن ته نشینی از واحدهای زلال سازی، پساب شستشوی فیلترهای شنی، پساب ناشی از احیای رزین های تبادل یونی (در صورت استفاده برای نرم سازی آب)، و پساب های گندزدایی (مانند آب های حاوی باقی مانده های کلر یا اوزون) هستند (۸۰). این جریان های پساب به دلیل ترکیبات شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی متفاوت، نیازمند مدیریت دقیق برای جلوگیری از اثرات زیست محیطی منفی مانند آلودگی منابع آبی یا خاک هستند. بر اساس مطالعات، حجم پساب تولیدی در تصفیه خانه ها معمولاً بین ۲ تا ۱۰ درصد از کل آب ورودی است که این مقدار به نوع فرآیند تصفیه و کیفیت آب خام بستگی دارد. مدیریت این پساب ها، به ویژه از منظر بازیافت و کاهش اثرات زیست محیطی، یکی از اولویت های مهندسی آب مدرن است (۸۱، ۸۲).

مدیریت پساب شستشوی فیلترهای شنی نه تنها برای انطباق با مقررات زیست‌محیطی، بلکه برای بهبود پایداری منابع آب ضروری است. بازیافت این پساب از طریق فرآیندهای تصفیه پیشرفته، مانند انعقاد و لخته‌سازی یا فیلتراسیون غشایی، می‌تواند مصرف آب خام را کاهش دهد و فشار بر منابع آبی را کم کند (۸۳). به عنوان مثال، مطالعات موردی نشان داده‌اند که بازگرداندن پساب تصفیه‌شده به فرآیند تصفیه یا استفاده در مصارف غیرآشامیدنی مانند آبیاری، می‌تواند ۲ تا ۵ درصد از مصرف آب تصفیه‌خانه را کاهش دهد. علاوه بر این، استفاده از لجن ته‌نشینی به عنوان کمک‌منعقدکننده در تصفیه پساب فیلترهای شنی، هزینه‌های مواد شیمیایی را کاهش داده و رویکردی پایدار ارائه می‌دهد. با این حال، چالش‌هایی مانند هزینه‌های اولیه سیستم‌های تصفیه و نیاز به تنظیم دقیق فرآیندها برای مدیریت تغییرات کیفی پساب، نیازمند تحقیقات و نوآوری‌های بیشتر است (۸۴، ۸۵).

۹-۱- فرآیند انعقاد و لخته‌سازی در تصفیه آب و پساب

در حوزه تصفیه آب، تئوری انعقاد به طور اساسی بر ناپایداری ذرات کلوئیدی (با اندازه‌ای بین ۱ نانومتر تا ۱ میکرومتر) متمرکز است. این ذرات، به دلیل ویژگی‌های سطحی خود از پایداری قابل توجهی برخوردارند و از تجمع و رسوب خودبه‌خود جلوگیری می‌کنند (۸۶). این پایداری عمدتاً ناشی از نیروهای دافعه الکترواستاتیکی بین ذرات است که توسط لایه دوگانه الکتریکی اطراف هر کلوئید کنترل می‌شود. درک این اصول برای طراحی فرآیندهای انعقاد مؤثر ضروری است، زیرا ناپایداری‌سازی امکان حذف کدورت، مواد آلی و عوامل بیماری‌زا را از طریق تجمع و رسوب فراهم می‌کند (۸۷، ۸۸).

نقش بار الکتریکی در پایداری کلوئیدی توسط مفهوم پتانسیل زتا، پارامتری قابل اندازه‌گیری که پتانسیل الکتروکینتیکی در صفحه لغزش لایه دوگانه را تعیین می‌کند، توضیح داده می‌شود (۸۹). مقادیر مطلق بالای پتانسیل زتا (معمولاً بیش از ۳۰ میلی‌ولت) نشان‌دهنده دافعه قوی و پراکندگی پایدار است، در حالی که مقادیر نزدیک به صفر، جاذبه وان در والس را تسهیل کرده و به انعقاد منجر می‌شود. منعقدکننده‌ها مانند سولفات آلومینیوم (آلوم) یا کلرید آهن، کاتیون‌های چندظرفیتی را وارد می‌کنند که لایه دوگانه را فشرده کرده یا به طور خاص روی سطوح ذرات جذب می‌شوند، پتانسیل زتا را کاهش داده و موانع دافعه را کم می‌کنند. این

مکانیسم خنثی‌سازی بار، اساس تئوری انعقاد است که در مدل درجاگین-لاندو-وروی-اووربیک (DLVO) بیان شده و دافعه الکترواستاتیکی و نیروهای وان در والس را برای پیش‌بینی رفتار کلوئیدی تلفیق می‌کند (۹۰، ۹۱). یکی دیگر از مسیرهای انعقاد، انعقاد جاروبی است که در آن منعقدکننده‌های فلزی هیدرولیزکننده، رسوبات هیدروکسیدی آمورف تشکیل می‌دهند که کلوئیدها را در بر می‌گیرند (۹۲). بار الکتریکی در اینجا نقش کلیدی دارد، زیرا محصولات هیدرولیز با بار مثبت با کلوئیدهای با بار منفی تعامل می‌کنند و پل‌زنی و به دام انداختن را ترویج می‌دهند. عواملی مانند دوز منعقدکننده و شیمی آب بر مکانیسم غالب تأثیر می‌گذارند؛ دوز بیش از حد می‌تواند با معکوس‌سازی بار، به پایداری مجدد منجر شود (۹۳).

پیشرفت‌های تئوری انعقاد، پلی‌الکترولیت‌ها و منعقدکننده‌های آلی را در بر گرفته که ناپایداری مبتنی بر بار را از طریق پل‌زنی پلیمری تقویت می‌کنند. این مولکول‌های زنجیره بلند روی چندین ذره جذب شده و با غلبه بر موانع الکترواستاتیکی باقی‌مانده، تجمعات بزرگ‌تر را تشکیل می‌دهند (۹۴). تلفیق دینامیک بار الکتریکی با شرایط هیدرودینامیکی، کارایی فرآیند انعقاد-لخته‌سازی را افزایش داده و راه را برای کنترل دقیق تر و پایداری بیشتر در تصفیه آب و پساب هموار می‌سازد (۹۵).

۱-۹-۱- اصول تئوری انعقاد: ناپایداری‌سازی کلوئیدها و نقش بار الکتریکی

فلوکولاسیون به دنبال انعقاد در تصفیه آب رخ می‌دهد و مکانیسمی است که طی آن ذرات کلوئیدی ناپایدار شده به فلوک‌های بزرگ‌تر و قابل رسوب تجمع می‌یابند (۹۶). سینتیک تجمع تحت تأثیر غلظت ذرات، توزیع اندازه و فرکانس برخورد است، همان‌طور که در معادله انعقاد-فلوکولاسیون اسمولوخوفسکی مدل‌سازی شده که نرخ هم‌پیوستگی ذرات را در رژیم‌های پری‌کینتیک (حرکت براونی) و ارتوکینتیک (ناشی از برش) توصیف می‌کند. در حقیقت، فلوکولاسیون اثرات انعقاد را با ایجاد ساختارهای قوی قابل حذف از طریق رسوب یا فیلتراسیون تقویت می‌کند (۹۷).

تشکیل فلوک‌ها شامل چندین مکانیسم پیوند از جمله نیروهای وان در والس، پیوند هیدروژنی و پل‌زنی شیمیایی ناشی از فلوکولانت‌ها است. فلوکولانت‌های پلیمری مانند پلی‌آکریل‌آمید، تجمع را با جذب روی سطوح ذرات و گسترش حلقه‌ها و دم‌هایی که ذرات دوردست را به هم متصل می‌کنند، بهبود می‌بخشند و شبکه‌ای سه‌بعدی ایجاد می‌کنند. این پدیده پل‌زنی به‌ویژه در آب‌های با کدورت پایین که تجمع طبیعی محدود است، مؤثر است. تحلیل‌های میکروسکوپی نشان می‌دهند که فلوک‌ها از ساختارهای سست و فرکتال‌مانند به اشکال متراکم‌تر و

کروی‌تر در طول اختلاط تکامل می‌یابند، و استحکام فلوک توسط تعادل بین نیروهای جاذب و تنش‌های برشی هیدرودینامیکی تعیین می‌شود (۷۹، ۹۸).

عوامل ذاتی مکانیسم فلوکولاسیون، مانند وزن مولکولی و چگالی بار فلوکولانت، اندازه و چگالی فلوک‌های حاصل را تعیین می‌کنند. پلیمرهای با وزن مولکولی بالا، فلوک‌های بزرگ‌تر اما شکننده‌تر تولید می‌کنند که برای رسوب سریع مناسب‌اند، در حالی که انواع کاتیونی در خنثی‌سازی بارهای آنیونی ذرات برتری دارند (۹۹). تحقیقات تجربی، از جمله آزمون‌های جار و اندازه‌گیری‌های رئولوژیکی، نشان داده‌اند که کارایی تجمع با مقادیر G (گرادیان‌های سرعت) مرتبط است و انرژی ورودی بهینه برای رشد فلوک بدون شکستگی را تضمین می‌کند. این بینش‌ها امکان طراحی استراتژی‌های فلوکولاسیون متناسب را فراهم می‌کنند که حذف آلاینده‌ها را به حداکثر رسانده و تولید لجن را کاهش می‌دهند (۱۰۰).

در کاربردهای پیشرفته، سیستم‌های فلوکولاسیون هیبریدی که نانوذرات مغناطیسی یا بیوفلوکولانت‌ها را در بر می‌گیرند، از مکانیسم‌های تجمع پیشرفته برای عملکرد برتر بهره می‌برند. فلوک‌های حاصل نه تنها جامدات معلق را جدا می‌کنند، بلکه مواد آلی محلول را نیز جذب کرده و به بهبود جامع کیفیت آب کمک می‌کنند (۱۰۱). با درک تعاملات ظریف نیروهای فیزیکی و شیمیایی در تشکیل فلوک، مهندسان می‌توانند فرآیندها را برای مدیریت آب‌های متنوع، از منابع شهری تا پساب‌های صنعتی، بهینه‌سازی کرده و تاب‌آوری در مدیریت جهانی آب را تقویت کنند (۱۰۲).

۱-۹-۲- عوامل مؤثر بر کارایی انعقاد و فلوکولاسیون (pH، دما، زمان اختلاط و رسوب‌گذاری)

کارایی انعقاد و فلوکولاسیون در تصفیه آب به شدت تحت تأثیر pH قرار دارد که گونه‌بندی منعقدکننده‌ها و بار سطحی کلوئیدها را تنظیم می‌کند. در محدوده pH بهینه معمولاً ۶ تا ۸ برای سیستم‌های مبتنی بر آلوم تشکیل گونه‌های هیدروکسی-فلزی پلیمری، خنثی‌سازی بار و انعقاد جاروبی را به حداکثر می‌رساند (۱۰۳). انحراف از این محدوده می‌تواند به هیدرولیز ناقص یا انحلال رسوبات منجر شود و ناپایداری ذرات را کاهش دهد. ادبیات علمی، از جمله مطالعات پتانسیل زتا، نشان می‌دهد که یونیزاسیون وابسته به pH مواد آلی، تقاضای منعقدکننده را تحت تأثیر قرار می‌دهد، به‌طوری که شرایط اسیدی اغلب حذف مواد هیومیکی را از طریق پروتوناسیون و افزایش تمایل جذب بهبود می‌بخشند (۷۹).

دما تأثیر قابل توجهی بر سینتیک فرآیند انعقاد آب دارد. دماهای پایین تر حرکت براونی را کند کرده و ویسکوزیته را افزایش می دهند، که نیاز به دوزهای بالاتر منعقدکننده یا اختلاط طولانی تر برای دستیابی به تجمع مشابه را ایجاد می کند (۱۰۴). در مقابل، دماهای بالاتر واکنش ها را تسریع می کنند اما ممکن است به دلیل کاهش ویسکوزیته و افزایش حساسیت به برش، فلوک ها را ناپایدار کنند. مدل های ترمودینامیکی نشان می دهند که تغییرات دما می توانند دوز بهینه منعقدکننده را تا ۲۰ - ۳۰ درصد تغییر دهند، که بر نیاز به تنظیمات فصلی در تصفیه خانه ها برای حفظ کارایی در حذف کدورت و عوامل بیماری زا تأکید دارد (۷۹).

زمان اختلاط یک پارامتر عملیاتی کلیدی است که به اختلاط سریع برای انعقاد (ثانیه تا دقیقه) و اختلاط آهسته برای فلوکولاسیون (۱۰ تا ۳۰ دقیقه) تقسیم می شود. اختلاط سریع ناکافی منجر به توزیع ناهموار منعقدکننده و ناپایدارسازی غیربهینه می شود، در حالی که اختلاط آهسته طولانی ممکن است به شکستگی فلوک منجر شود (۱۰۵). مطالعات هیدرودینامیکی با استفاده از دینامیک سیالات محاسباتی نشان می دهند که گرادیان های سرعت کنترل شده $G = 10 - 100 \text{ s}^{-1}$ برای فلوکولاسیون کارایی برخورد را بدون تکه تکه شدن بهینه می کنند. رسوب گذاری، به عنوان فرآیند پایین دست، تحت تأثیر سرعت ته نشینی فلوک ها قرار دارد که به اندازه، چگالی و شکل عواملی که توسط شرایط بالادست شکل می گیرند وابسته است (۱۰۶، ۱۰۷).

تعامل این عوامل نیازمند بهینه سازی یکپارچه است که اغلب از طریق آزمایش های مقیاس پایلوت و روش های سطح پاسخ به دست می آید. برای مثال، هم افزایی pH و دما می تواند کارایی را در صورت هم راستایی با رژیم های اختلاط مناسب تقویت کرده و نرخ های رسوب گذاری را بهبود بخشد (۱۰۸). با مدیریت سیستماتیک این متغیرها، سیستم های تصفیه آب می توانند تا ۹۵ درصد حذف آلاینده ها را به دست آورند، هزینه های عملیاتی و رد پای زیست محیطی را در راستای روش های پایدار کاهش دهند (۱۰۹).

۱-۹-۳- زمان بهینه رسوب گذاری و تأثیر آن بر حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄

زمان رسوب گذاری در فرآیندهای تصفیه آب برای امکان ته نشینی کافی فلوک های تشکیل شده در طی انعقاد و فلوکولاسیون بهینه می شود و تأثیر مستقیمی بر حذف کدورت، رنگ و ترکیبات جذب کننده UV₂₅₄ دارد (۱۱۰). مدت زمان های ایده آل، معمولاً بین ۱ تا ۴ ساعت در کلاریفایرهای متداول، نرخ بارگذاری هیدرولیکی را با سرعت های ته نشینی فلوک متعادل می کنند تا جذب ذرات را به حداکثر برسانند. زمان های کوتاه تر خطر ته نشینی ناقص و انتقال به مراحل فیلتراسیون را به دنبال دارند، در حالی که مدت زمان های بیش از حد، رد پا و

هزینه‌ها را بدون مزایای متناسب افزایش می‌دهند. قانون استوکس این دینامیک‌ها را پایه‌گذاری می‌کند و سرعت ته‌نشینی را به قطر ذره، اختلاف چگالی و ویسکوزیته مرتبط می‌کند، که تعیین زمان بهینه برای کیفیت‌های خاص آب را هدایت می‌کند (۱۱۱).

تأثیر بر حذف کدورت برجسته است، زیرا زمان‌های رسوب‌گذاری طولانی‌تر جداسازی گرانشی ذرات ریزتر به دام افتاده در فلوک‌های متراکم‌تر را ممکن می‌سازند. مطالعات نشان می‌دهند که افزایش زمان ته‌نشینی از ۱ به ۲ ساعت می‌تواند حذف کدورت را از ۸۰ درصد به بیش از ۹۵ درصد در آب‌های تصفیه شده با آلوم افزایش دهد، به‌ویژه زمانی که فلوک‌ها ابعاد فرکتال پایینی برای ساختار متراکم نشان می‌دهند. این بهینه‌سازی زمانی، جامدات معلق باقی‌مانده را به حداقل رسانده و فرآیندهای پایین‌دست را محافظت کرده و انطباق با استانداردهای آب شرب مانند استانداردهای سازمان بهداشت جهانی را تضمین می‌کند (۱۱۲، ۱۱۳).

حذف رنگ، که اغلب با مواد آلی محلول مانند هیومیک‌ها و فولویک‌ها مرتبط است، از رسوب‌گذاری طولانی از طریق تقویت درهم‌تنیدگی و جذب روی رسوبات ته‌نشین‌شونده سود می‌برد. زمان‌های بهینه، هم‌پیوستگی کلوئیدهای ایجادکننده رنگ به تجمعات قابل رسوب را تسهیل می‌کنند، و تحقیقات نشان می‌دهند که کاهش ۷۰ تا ۹۰ درصدی در شرایط کنترل‌شده قابل دستیابی است (۱۱۴). جذب UV_{254} ، به عنوان معیاری برای محتوای آروماتیک آلی و پیش‌سازهای محصولات جانبی ضدعفونی، به طور مشابه با ته‌نشینی طولانی کاهش می‌یابد، زیرا هیدرولیک کندتر امکان حذف بیشتر کسرهای آب‌گریز را فراهم می‌کند. تحلیل‌های طیف‌سنجی تأیید می‌کنند که زمان‌های رسوب‌گذاری بیش از ۹۰ دقیقه به طور قابل توجهی مقادیر UV_{254} را کاهش داده و با کاهش پتانسیل تشکیل تری‌هالومتان‌ها هم‌بستگی دارند (۱۱۵).

در سیستم‌های پیشرفته مانند شناورسازی با هوای محلول یا فلوکولاسیون بالاست‌شده، زمان‌های رسوب‌گذاری بهینه به دقیقه‌ها فشرده می‌شوند، اما از طریق بهبودهای مهندسی‌شده، کارایی‌های مشابهی به دست می‌آورند. تنظیم دقیق این پارامتر نه تنها حذف آلاینده‌ها را تقویت می‌کند، بلکه انرژی و مواد شیمیایی را حفظ می‌کند. در نهایت، آزمون‌های جار تجربی و اعتبارسنجی‌های پایلوت برای کالیبراسیون زمان رسوب‌گذاری ضروری هستند تا عملکرد قوی در برابر ویژگی‌های متنوع ورودی تضمین شده و استراتژی‌های جامع تصفیه آب را پیش ببرند (۱۱۶، ۱۱۷).

۱-۱۰- مواد منعقدکننده متداول و کاربرد آنها

۱-۱۰-۱- سولفات آلومینیوم (آلوم): ساختار شیمیایی، مکانیسم اثر و غلظت‌های مؤثر

سولفات آلومینیوم، معروف به آلوم $Al_2(SO_4)_3 \cdot nH_2O$ ، به دلیل مقرون به صرفه بودن و کارایی در ناپایدارسازی سوسپانسیون‌های کلوئیدی، یکی از منعقدکننده‌های پرکاربرد در تصفیه آب است (۱۱۸). پس از انحلال، آلوم تحت هیدرولیز قرار می‌گیرد و گونه‌های مختلف هیدروکسید آلومینیوم (مانند $Al(OH)^{2+}$ ، $Al(OH)_2^+$) و در نهایت رسوبات آمورف $Al(OH)_3$ را تشکیل می‌دهد که با خنثی‌سازی بار کلوئیدهای با بار منفی و انعقاد جاروبی ذرات و مواد آلی را حذف می‌کنند (۱۱۹).

محدوده pH مؤثر برای عملکرد آلوم بین ۶ تا ۸ است. در این محدوده، آلوم به طور مؤثر دافعه الکترواستاتیکی بین ذرات را خنثی کرده و تجمع را ترویج می‌دهد، (۱۲۰). مطالعات نشان می‌دهند که غلظت‌های مؤثر آلوم معمولاً بین ۱۰ تا ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر است، بسته به ویژگی‌های آب مانند قلیائیت و کدورت. به عنوان مثال، در تصفیه آب‌های با کدورت بالا ($NTU > 50$)، دوزهای ۵۰ تا ۸۰ میلی گرم بر لیتر کاهش کدورت بیش از ۹۰ درصد را به دنبال دارد (۱۲۱).

۱-۱۰-۲- کلرید آهن (فریک کلرید): خواص، هیدرولیز و نقش در حذف آلاینده‌ها

کلرید آهن ($FeCl_3$) یک منعقدکننده معدنی قوی است که به صورت جامد کریستالی قهوه‌ای تیره و رطوبت‌گیر به راحتی در آب حل شده و یون‌های Fe^{3+} آزاد می‌کند که به سرعت تحت هیدرولیز قرار گرفته و گونه‌های هیدروکسید آهن (مانند $Fe(OH)^{2+}$ ، $Fe(OH)^{+}$) و رسوبات نامحلول $Fe(OH)_3$ را تشکیل می‌دهند. این محصولات هیدرولیز دارای بارهای مثبت قوی هستند که خنثی‌سازی بار کلوئیدهای آنیونی و مواد آلی را امکان‌پذیر می‌کنند (۱۲۲، ۱۲۳).

مکانیسم انعقاد هیدرولیز فریک کلرید به طور بهینه در محدوده pH ۴ تا ۹ رخ می‌دهد. این فرآیند هر دو مکانیسم خنثی‌سازی بار و انعقاد جاروبی را تسهیل می‌کند و به طور مؤثر جامدات معلق، کلوئیدها و آلاینده‌های محلول را تجمع می‌دهد (۱۲۴). فریک کلرید در حذف فسفر، فلزات سنگین و ترکیبات آلی برتری دارد، با مطالعاتی که گزارش می‌دهند تا ۹۵ درصد حذف فسفات به دلیل تشکیل کمپلکس‌های نامحلول فسفات آهن امکان‌پذیر است. (۱۲۵).

غلظت‌های مؤثر معمولاً بین ۲۰ تا ۶۰ میلی گرم بر لیتر است، و با افزایش کدورت یا محتوای آلی آب، دوز بالاتر مورد نیاز می شود (۱۲۲). فلوک‌های حاصل معمولاً متراکم تر از آلوم هستند و حجم لجن تولیدی را کاهش می دهند، اگر چه ماهیت خورنده این ماده نیاز به مدیریت و ذخیره سازی ایمن دارد (۱۲۶).

۱-۱۰-۳- پلی آلومینیوم کلرید (PAC): مزایا نسبت به منعقدکننده‌های سنتی، پلیمریزاسیون

پلی آلومینیوم کلرید ($[Al_2(OH)_nCl_{6-n}]_m$, PAC) یک منعقدکننده پیش‌پلیمریزه است که عملکرد بهتری نسبت به آلوم و فریک کلرید در تصفیه آب دارد (۱۲۷). PAC شامل گونه‌های آلومینیوم پلیمری با بار بالا، مانند Al_{13} (یون کگین، $[AlO_4Al_{12}(OH)_{24}(H_2O)_{12}]^{7+}$) است که از طریق هیدرولیز کنترل شده در طی سنتز ایجاد می‌شوند (۱۲۸). این ساختار پیش‌پلیمریزه کارایی انعقاد را با ارائه چگالی بار بالاتر و وزن مولکولی بیشتر بهبود می‌بخشد، که خنثی‌سازی سریع بار و پل زنی ذرات کلوئیدی را تسهیل می‌کند. مزایای کلیدی PAC شامل نیاز به دوز کمتر، تولید لجن کاهش یافته و تحمل گسترده‌تر pH و دما است که آن را به گزینه‌ای متنوع برای کاربردهای مختلف تصفیه آب تبدیل می‌کند (۱۲۹).

مکانیسم اثر آن ترکیبی از خنثی‌سازی بار و انعقاد جاروبی پیشرفته است، زیرا زنجیره‌های پلیمری PAC تشکیل فلوک‌های قوی را از طریق پل زنی و به دام انداختن ترویج می‌دهند. PAC معمولاً در دوزهای پایین ۵ تا ۲۰ میلی گرم بر لیتر کارایی دارد، که به طور قابل توجهی کمتر از دوزهای مورد نیاز آلوم یا فریک کلرید است (۱۳۰). همچنین حجم لجن تولیدی کاهش یافته و محتوای باقی مانده آلومینیوم پایین (معمولاً < 0.1 میلی گرم بر لیتر) نگرانی‌های بهداشتی را کاهش داده و با استانداردهای سختگیرانه آب شرب همخوانی دارد (۱۳۱، ۱۳۲). کاربردهای PAC شامل تولید آب شرب، تصفیه فاضلاب و پساب های صنعتی است و در حذف آلاینده‌های پیچیده مانند رنگ‌ها و فلزات سنگین، عملکرد بهتری نسبت به منعقدکننده‌های سنتی ارائه می‌دهد (۱۳۳).

۱-۱۰-۴- مقایسه غلظت‌های مختلف منعقدکننده‌ها در حذف کدورت، رنگ و UV_{254} از پساب فیلتر

شنی

عملکرد منعقدکننده‌های سولفات آلومینیوم (آلوم)، کلرید آهن و پلی آلومینیوم کلرید (PAC) در تصفیه پساب فیلتر شنی به طور قابل توجهی با غلظت تغییر می‌کند و بر حذف کدورت، رنگ و ترکیبات جذب کننده UV_{254} تأثیر می‌گذارد (۱۳۴). مطالعات مقایسه‌ای نشان می‌دهند که دوزهای بهینه برای دستیابی به کارایی بالا معمولاً در محدوده ۱۰ تا ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر برای آلوم، ۲۰ تا ۶۰ میلی گرم بر لیتر برای فریک کلرید و ۵ تا ۲۰

میلی گرم بر لیتر برای PAC قرار دارند، که بسته به ویژگی‌های پساب مانند کدورت اولیه (۵ تا ۲۰ NTU) و محتوای آلی محلول متفاوت است (۱۳۵، ۱۳۶).

برای حذف کدورت، پلی آلومینیوم کلراید (PAC) کارایی برتری را در غلظت‌های پایین‌تر نشان می‌دهد و در ۱۰ تا ۱۵ میلی گرم بر لیتر به کاهش ۹۰ تا ۹۵ درصدی دست می‌یابد، به دلیل ساختار پلیمری آن که تشکیل سریع فلوک و ته‌نشینی را ترویج می‌دهد (۱۳۴). آلوم به دوزهای بالاتر (۳۰ تا ۵۰ میلی گرم بر لیتر) نیاز دارد تا نتایج مشابهی (۸۵ تا ۹۰ درصد) به دست آورد، در حالی که فریک کلرید، که در ۲۰ تا ۴۰ میلی گرم بر لیتر مؤثر است، فلوک‌های متراکم‌تری تولید می‌کند که رسوب‌گذاری را بهبود می‌بخشد و کاهش کدورت ۹۰ تا ۹۳ درصدی را به دنبال دارد (۱۳۷). حذف رنگ، مرتبط با اسیدهای هیومیک و فولویک، روند مشابهی را دنبال می‌کند: PAC در ۱۰ میلی گرم بر لیتر به کاهش ۸۰ تا ۹۰ درصدی می‌رسد، در حالی که آلوم و فریک کلرید به ۴۰ تا ۶۰ میلی گرم بر لیتر برای دستیابی به حذف ۷۰ تا ۸۵ درصدی نیاز دارند (۱۳۸).

جذب UV_{254} ، معیاری برای محتوای آلی آروماتیک و پیش‌سازهای محصولات جانبی ضد عفونی، برای کنترل این محصولات حیاتی است. PAC با کاهش ۸۰ تا ۸۵ درصدی در ۱۰ تا ۱۵ میلی گرم بر لیتر عملکرد بهتری دارد، به دلیل چگالی بار بالا و ظرفیت پل زنی آن (۱۳۹). فریک کلرید در ۲۰ تا ۴۰ میلی گرم بر لیتر کاهش ۷۵ تا ۸۰ درصدی را به دست می‌آورد، که از توانایی آن در تشکیل کمپلکس‌های نامحلول با مواد آلی سود می‌برد، در حالی که آلوم با ۶۵ تا ۷۵ درصد در ۳ تا ۵۰ میلی گرم بر لیتر کمی عقب‌تر است، که به دلیل وابستگی آن به انعقاد جارویی محدود می‌شود (۱۳۹).

۱۱-۱- لجن واحد رسوب‌گذاری و استفاده از آن به عنوان کمک منعقدکننده

لجن واحد رسوب‌گذاری، که اغلب به عنوان لجن تصفیه آب (WTS) شناخته می‌شود، عمدتاً از فرآیند انعقاد و لخته‌سازی در تصفیه‌خانه‌های آب به صورت پسماند نیمه جامد حاوی ذرات تجمع یافته، مواد آلی و باقی مانده‌های منعقدکننده مانند نمک‌های آلومینیوم یا آهن به وجود می‌آید (۱۴۰). این لجن به دلیل ویژگی‌های جذبی ذاتی خود، برای استفاده مجدد به عنوان کمک منعقدکننده در تصفیه فاضلاب مورد توجه قرار گرفته است و می‌تواند حذف مواد معلق، کدورت و آلاینده‌های آلی مانند تقاضای شیمیایی اکسیژن (COD) را بهبود بخشد. بازیافت لجن WTS، هزینه‌های عملیاتی مرتبط با تهیه منعقدکننده‌های تازه را کاهش داده و اثرات زیست‌محیطی ناشی

از دفع لجن، مانند بارگذاری در محل‌های دفن زباله یا تخلیه در رودخانه‌ها که ممکن است باعث ورود باقی‌مانده‌های آلومینیوم و ایجاد اوتروفیکاسیون شود، را کم می‌کند (۱۴۰).

کارایی لجن رسوب‌گذاری به‌عنوان کمک‌منعقدکننده به ترکیبات آن، از جمله هیدروکسیدهای نامحلول مانند هیدروکسید آلومینیوم، بستگی دارد که خنثی‌سازی بار و تجمع ذرات را در تصفیه اولیه فاضلاب تسهیل می‌کند (۱۴۱). مطالعات نشان داده‌اند که استفاده مستقیم از WTS می‌تواند کدورت را تا ۹۶ درصد و COD را تا ۵۳ درصد کاهش دهد، به‌ویژه هنگامی که با منعقدکننده‌های بازیافت‌شده از طریق تکنیک‌هایی مانند اسیدی‌سازی ترکیب شود. ترکیب لجن با منعقدکننده‌های آلی یا معدنی، تشکیل لخته‌های متراکم‌تر را تقویت کرده و نرخ رسوب‌گذاری و کیفیت کلی پساب را بهبود می‌بخشد، در نتیجه کاربرد لجن را از یک پسماند صرف به منبعی ارزشمند در مدل‌های اقتصاد چرخه‌ای آب گسترش می‌دهد (۱۴۲).

۱-۱۱-۱- تولید و ویژگی‌های لجن رسوب‌گذاری در تصفیه‌خانه‌های آب (فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی)

لجن رسوب‌گذاری در تصفیه‌خانه‌های آب عمدتاً در مرحله شفاف‌سازی تولید می‌شود، جایی که ذرات منعقدشده و لخته‌شده در حوضچه‌های رسوب‌گذاری پس از افزودن منعقدکننده‌هایی مانند آلوم یا نمک‌های فریک ته‌نشین می‌شوند و پسماندی با ۱-۴ درصد جامدات به‌صورت حجمی ایجاد می‌کنند (۱۴۳). این لجن شامل لجن اولیه حاصل از رسوب‌گذاری گرانشی اولیه، که مواد معلق قابل ته‌نشینی را حذف می‌کند، و لجن ثانویه از فرآیندهای بیولوژیکی است که اغلب برای تصفیه بیشتر ترکیب می‌شوند. از نظر فیزیکی، این لجن دارای رطوبت بالا (۹۲-۹۹ درصد)، قابلیت ته‌نشینی پایین و ساختاری ژل‌مانند به‌دلیل حضور مواد پلیمری خارج‌سلولی (EPS) است که آب و ذرات را به هم متصل می‌کند (۱۴۴، ۱۴۵).

از نظر شیمیایی، لجن رسوب‌گذاری شامل اجزای غیرآلی مانند سیلیس، آلومینا، اکسید فریک و آهن، همراه با مواد آلی، مواد مغذی گیاهی (نیتروژن، فسفر، پتاسیم) و عناصر کمیاب مانند روی، مس و سرب است که غلظت آن‌ها بسته به منبع آب و فرآیندهای تصفیه متفاوت است. به‌عنوان مثال، میانگین سطوح مواد مغذی شامل ۲-۵ درصد نیتروژن و فسفر است، در حالی که فلزات کمیاب ممکن است به مقادیر چندین صد میلی‌گرم بر کیلوگرم برسند و در صورت عدم مدیریت صحیح، خطراتی زیست‌محیطی ایجاد کنند (۸۷). pH و قلیاییت لجن

بر پایداری آن تأثیر می‌گذارد، به‌طوری که شرایط اسیدی حلالیت فلزات را افزایش می‌دهد و ارزش حرارتی آن کاربردهای سوخت زیستی را پس از هضم پشتیبانی می‌کند (۱۴۶).

ماهیت ناهمگن لجن رسوب‌گذاری نیازمند توصیف جامع برای مدیریت مؤثر است؛ ویژگی‌های فیزیکی مانند اندازه ذرات (۱-۱۰۰ میکرومتر) و چگالی بر قابلیت آب‌زدایی تأثیر می‌گذارند، در حالی که پروفایل‌های شیمیایی پتانسیل بازیافت مواد مغذی یا خطرات آلاینده را تعیین می‌کنند (۱۴۷). اجزای بیولوژیکی، از جمله زیست‌توده میکروبی و EPS، به ویسکوزیته و بوی لجن کمک می‌کنند، در حالی که هضم بی‌هوازی جرم جامدات را از طریق تجزیه به بیوگاز و بیوسولیدهای پایدار تا ۵۰ درصد کاهش می‌دهد (۱۴۸). در کل، درک این ویژگی‌های چندوجهی برای بهینه‌سازی استراتژی‌های تصفیه، اطمینان از رعایت مقررات دفع و بررسی گزینه‌های استفاده مجدد مفید مانند کاربرد در زمین یا بازیافت انرژی حیاتی است (۱۴۹).

۱-۱۱-۲- خشک کردن لجن و تأثیر آن بر کارایی به‌عنوان کمک‌منعقدکننده

خشک کردن لجن، فرآیندی حرارتی است که با تبخیر آب از لجن رسوب‌گذاری، محتوای جامدات خشک را به ۹۰-۹۵ درصد می‌رساند، ویژگی‌های فیزیکی مدیریت آن را به‌طور قابل‌توجهی تغییر داده، حجم را تا ۸۰ درصد کاهش می‌دهد و ذخیره‌سازی، حمل‌ونقل و استفاده مجدد به‌عنوان کمک‌منعقدکننده را تسهیل می‌کند (۱۵۰). این روش لجن را تثبیت کرده، بو و محتوای پاتوژن را از طریق گرما کاهش می‌دهد، در حالی که اجزای شیمیایی کلیدی مانند هیدروکسیدهای آلومینیوم یا آهن را حفظ می‌کند که به کارایی منعقدکنندگی آن کمک می‌کنند. خشک کردن تأثیر قابل‌توجهی بر محتوای مواد مغذی یا ارزش حرارتی ندارد (۱۵۱).

کارایی لجن خشک‌شده به‌عنوان کمک‌منعقدکننده به‌دلیل تمرکز سایت‌های جذبی آن افزایش می‌یابد، که خنثی‌سازی بار و پل‌زنی را در تصفیه پساب بهبود می‌بخشد و اغلب دوز منعقدکننده‌های اولیه را در مقایسه با لجن مرطوب ۱۰-۲۰ درصد کاهش می‌دهد (۱۵۲). با این حال، خشک کردن بیش از حد می‌تواند منجر به تجمع ذرات شود که ممکن است سطح فعال و ظرفیت جذب را کاهش دهد، بنابراین کنترل بهینه رطوبت (حدود ۱۰ درصد) برای حفظ استحکام لخته و عملکرد آب‌زدایی ضروری است. مطالعات نشان می‌دهند که لجن خشک‌شده در ابتدا نرخ تجزیه زیستی سریع‌تری دارد، اما ممکن است لخته‌های متراکم‌تری تشکیل دهد که ویژگی‌های فیلتراسیون و کارایی کلی انعقاد را بهبود می‌بخشد (۱۵۳).

تغییرات بیولوژیکی و شیمیایی در طول خشک کردن، مانند تغییرات در شکل نیتروژن، می تواند بر تعامل لجن با آلاینده های آلی تأثیر بگذارد و نقش آن را به عنوان کمک منعقدکننده در حذف فسفر و کاهش COD بدون تولید باقی مانده های سمی بیش از حد بهبود می بخشد (۱۵۴). در مقایسه با لجن مرطوب، لجن خشک شده تقاضای انرژی در فرآیندهای پایین دستی را کاهش داده و استفاده مجدد پایدار را پشتیبانی می کند، اگرچه نظارت دقیق بر پارامترهای خشک کردن برای جلوگیری از خشک شدن بیش از حد، که ممکن است سینتیک لخته سازی را مختل کرده و هزینه های عملیاتی را افزایش دهد، ضروری است (۱۵۵).

۱-۱۱-۳- مکانیسم عملکرد لجن رسوب گذاری در فرآیند انعقاد: جذب، پل زنی و بهبود لخته سازی

لجن رسوب گذاری عمدتاً از طریق مکانیسم جذب عمل می کند، جایی که اجزای نامحلول مانند هیدروکسید آلومینیوم به ذرات کلوئیدی در پساب متصل شده و بارهای سطحی را خنثی می کنند و بی ثباتی اولیه را تسهیل می کنند (۱۵۶). این مکانیسم با پل زنی تکمیل می شود، که در آن باقی مانده های پلیمری یا مواد آلی در لجن، پیوندهایی بین ذرات ایجاد کرده و تشکیل توده های بزرگ تر را تقویت می کنند که کارایی رسوب گذاری را بهبود می بخشد. بهبود لخته سازی از ترکیب این اثرات ناشی می شود، زیرا گروه های آب دوست لجن (مانند هیدروکسیل، کربوکسیل، چگالی و اندازه لخته ها را افزایش داده و کدورت را کاهش داده و شفافیت پساب را بهبود می بخشد (۱۵۷)).

به طور خاص، پل زنی جذبی در زمانی که لجن به عنوان کمک منعقدکننده برای منعقدکننده های اولیه عمل می کند، غالب است و ذرات لجن با ارائه سایت های فعال برای پیوندهای واندروالسی و هیدروژنی، مواد معلق و کلوئیدها را برای لخته سازی جاروبی گیر می اندازند (۱۵۸). این امر به ویژه در پساب های با محتوای آلی بالا مشهود است، جایی که سطوح کاتیونی لجن، کلوئیدهای آنیونی را خنثی کرده و لخته های متراکم با فشردگی کمتر و قابلیت آب زدایی بهتر تشکیل می دهند. این فرآیند در pH خنثی تا کمی قلیایی بهینه است، جایی که رسوب هیدروکسید، پل زنی را تقویت کرده و منجر به حذف ۷۰-۹۰ درصد مواد معلق و پاتوژن ها می شود (۱۵۹). به طور کلی، لجن رسوب گذاری از طریق مکانیسم های هم افزای جذب، پل زنی و بهبود لخته سازی، کارایی انعقاد را بهبود می بخشد و با کاهش باقی مانده ها، کمک منعقدکننده ای مقرون به صرفه ارائه می دهد که با مدیریت پایدار پساب هم راستا است (۱۶۰). این عملکرد چندوجهی نه تنها کارایی انعقاد را افزایش می دهد، بلکه مشکلاتی مانند

تولید بیش از حد لجن ناشی از منعقدکننده‌های مصنوعی را کاهش داده و بازیافت منابع را در چرخه‌های تصفیه ترویج می‌دهد (۱۶۱).

۱-۱۲- پارامترهای کیفیت آب و شاخص‌های ارزیابی

۱-۱۲-۱- شاخص کیفیت آب ایران (IRWQI): اجزا، محاسبه و استانداردهای مرتبط

شاخص کیفیت آب ایران، که به‌عنوان شاخص کیفیت منابع آب ایران نیز شناخته می‌شود، ابزاری جامع برای ارزیابی کیفیت آب‌های سطحی است که به‌طور خاص با شرایط زیست‌محیطی ایران سازگار شده و پارامترهایی را در بر می‌گیرد که چالش‌های هیدرولوژیکی و آلودگی محلی را منعکس می‌کنند. اجزای اصلی آن شامل

$$IRWQI_{SC} = \left[\prod_{i=1}^n I_i^{w_i} \right]^{\frac{1}{\gamma}} \quad \gamma = \sum_{i=1}^n w_i$$

پارامترهای فیزیکی-شیمیایی مانند اکسیژن محلول (DO)، تقاضای بیوشیمیایی اکسیژن (BOD)، تقاضای شیمیایی اکسیژن (COD)، pH، کدورت، سختی، هدایت الکتریکی، نترات‌ها، فسفات‌ها و کلی‌فرم‌های مدفوعی است که بر اساس نظرات کارشناسان و مسائل کیفیت آب منطقه‌ای مانند شوری و بارگذاری مواد مغذی انتخاب شده‌اند (۱۶۲، ۱۶۳). این پارامترها با وزن‌های متفاوتی برای تأثیر نسبی آنها بر اکوسیستم‌های آبی و سلامت انسان در نظر گرفته می‌شوند و شامل زیرشاخص‌هایی برای جنبه‌های بهداشتی و پذیرش‌پذیری هستند که ارزیابی جامعی را متناسب با اقلیم خشک و نیمه‌خشک ایران تضمین می‌کنند. ساختار این شاخص امکان تلفیق تغییرات فصلی و فشارهای انسانی را فراهم کرده و آن را برای پایش رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و مخازن در حوضه‌های مختلف ایران مناسب می‌سازد (۱۶۴). محاسبه IRWQI از طریق رویکرد میانگین وزنی حسابی انجام می‌شود، که در آن زیرشاخص هر پارامتر از مقدار اندازه‌گیری شده نسبت به آستانه‌های تعیین شده به دست می‌آید، با وزن‌های اختصاص یافته (w_i) ضرب شده و به‌صورت رابطه زیر به دست می‌آید:

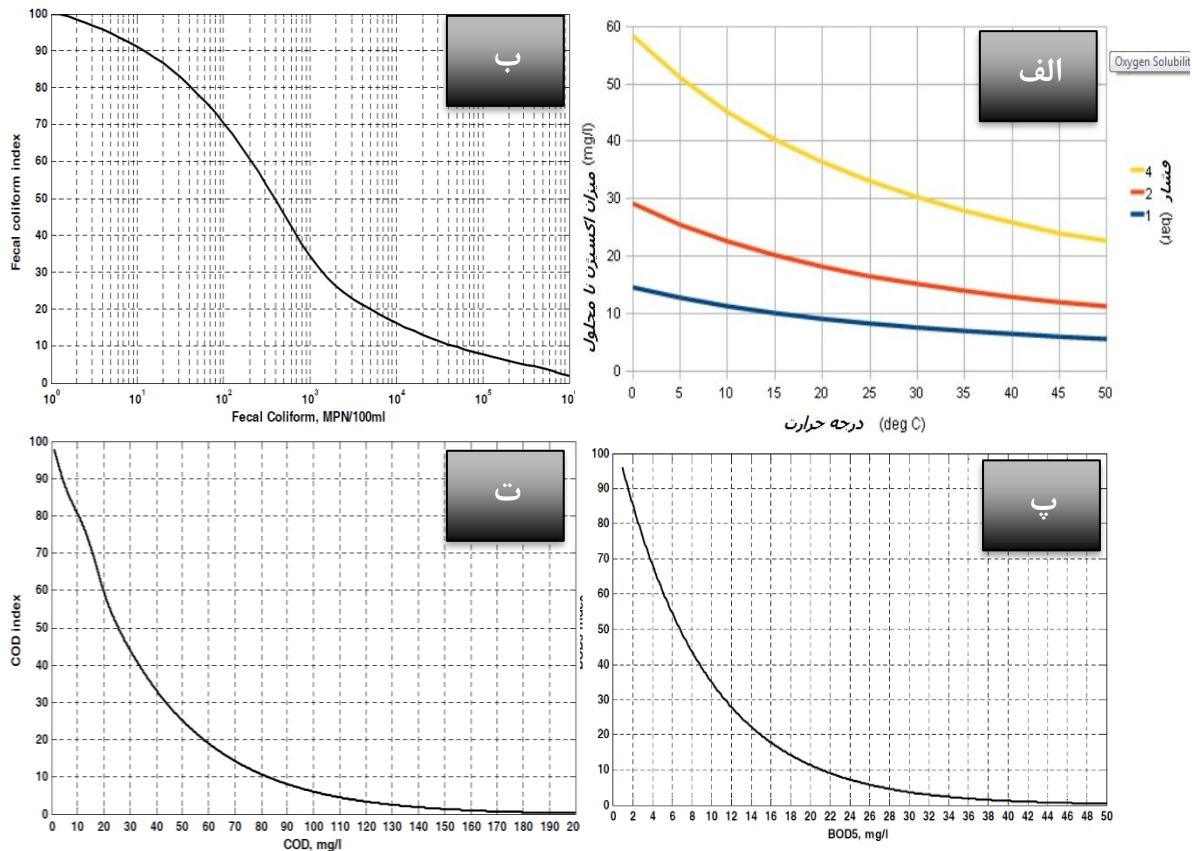
که در آن w_i وزن پارامتر i ام، n تعداد پارامترها و I_i مقدار شاخص برای پارامتر i ام از منحنی رتبه بندی است.

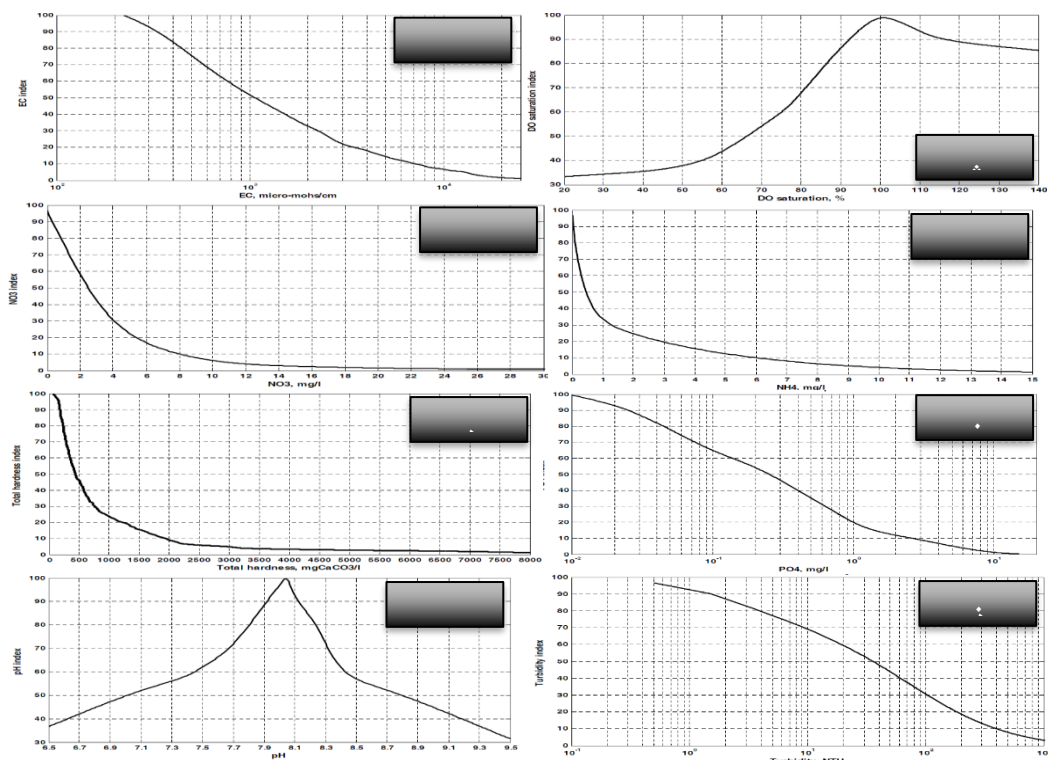
وزن هر کدام از پارامترها براساس جدول ۱-۱- محاسبه می‌شود.

جدول ۱-۱- وزن پارامترهای شاخص کیفیت آب ایران

ردیف	پارامتر	وزن	توضیحات
۱	کلیرم مدفوعی	۰.۱۴۰	بر حسب MPN/100ml
۲	BOD ₅	۰.۱۱۷	بر حسب میلی گرم بر لیتر
۳	نترات	۰.۱۰۸	بر حسب میلی گرم بر لیتر
۴	اکسیژن محلول	۰.۰۹۷	بر حسب درصد اشباع
۵	هدایت الکتریکی	۰.۰۹۶	بر حسب میکروزیمنس بر سانتیمتر
۶	COD	۰.۰۹۳	بر حسب میلی گرم بر لیتر
۷	آمونیم	۰.۰۹۰	مجموع آمونیم
۸	فسفات	۰.۰۸۷	بر حسب میلی گرم بر لیتر
۹	کدورت	۰.۰۶۲	بر حسب NTU
۱۰	سختی کل	۰.۰۵۹	بر حسب میلی گرم بر لیتر کربنات کلسیم
۱۱	pH	۰.۰۵۱	واحد استاندارد

مقدار شاخص برای هر پارامتر با استفاده از منحنی های رتبه بندی که در شکل ۱-۱- آمده است به دست می آید.





شکل ۱-۱- منحنی مقادیر شاخص برای هر پارامتر: الف) رابطه میزان اکسیژن نامحلول در آب با دما، ب) شاخص کلیفرم آب سطحی، پ) شاخص BOD_5 آب سطحی، ت) شاخص COD آب سطحی، ث) شاخص اشباع اکسیژن محلول در آب سطحی، ج) شاخص هدایت الکتریکی آب سطحی، چ) شاخص آمونیوم آب سطحی، ح) شاخص NO_3^- آب سطحی، خ) شاخص فسفات آب سطحی، د) شاخص سختی کل آب سطحی، ذ) شاخص کدورت آب سطحی، ر) شاخص pH آب سطحی

استانداردهای مرتبط با IRWQI از دستورالعمل‌های ملی ایران برای کیفیت آب‌های سطحی، که توسط سازمان حفاظت محیط زیست (DOE) تدوین شده و با معیارهای بین‌المللی مانند سازمان بهداشت جهانی (WHO) هم‌راستا هستند، استخراج می‌شوند (۱۶۵). این استانداردها به صورت دوره‌ای به‌روزرسانی می‌شوند تا آلاینده‌های نوظهور و اثرات تغییر اقلیم را در بر گیرند و اطمینان حاصل کنند که IRWQI برای ارزیابی‌های تطبیقی در حوضه‌های رودخانه‌ای ایران، مانند رودخانه‌های خرم‌رود یا بهشت‌آباد، که برای منطقه‌بندی کیفیت آب و هدایت تلاش‌های بازسازی استفاده شده‌اند، همچنان مرتبط باقی می‌ماند. به‌طور کلی، تلفیق استانداردهای محلی در IRWQI، مدیریت پایدار آب را با شناسایی مناطق نیازمند مداخله ترویج می‌دهد (۱۶۶).

نتایج به دست آمده از شاخص نهایی مطابق جدول ۱-۲ دسته بندی خواهند شد.

مقدار شاخص	معادل توصیفی
کمتر از ۱۵	خیلی بد
۱۵-۲۹.۹	بد
۳۰-۴۴.۹	نسبتاً بد
۴۵-۵۵	متوسط
۵۵.۱-۷۰	نسبتاً خوب
۷۰.۱-۸۵	خوب
بیشتر از ۸۵	بسیار خوب

۱-۱۲-۲- شاخص ویلکاکس: اصول، کاربرد در ارزیابی کیفیت آب و مقایسه با استانداردها

شاخص ویلکاکس، که در ابتدا به عنوان دیاگرامی برای طبقه بندی آب آبیاری توسعه یافت، بر اساس اصول ارزیابی خطر سدیم و سطوح شوری برای تعیین مناسب بودن آب برای مصارف کشاورزی عمل می کند و بر پتانسیل تخریب خاک و تأثیرات بر عملکرد محصول تمرکز دارد (۱۶۷). محاسبه مقدار شاخص ویلکاکس توسط رابطه زیر محاسبه می شود:

این رویکرد دینامیک های تبادل یونی در خاک را در نظر می گیرد، جایی که سدیم بالا می تواند به پراکندگی و کاهش نفوذپذیری منجر شود، در حالی که شوری بر فشار اسمزی گیاهان تأثیر می گذارد و چارچوبی ساده اما مؤثر برای ارزیابی خطرات آبیاری در مناطق خشک ارائه می دهد. این شاخص بر مدیریت پیشگیرانه با تلفیق داده های هیدروشیمیایی برای پیش بینی سلامت بلندمدت خاک تأکید دارد (۱۶۸).

در ارزیابی کیفیت آب، شاخص ویلکاکس با طبقه بندی آب به دسته های عالی، خوب، مجاز، مشکوک و نامناسب بر اساس $Na < 20\%$ عالی، $> 60\%$ نامناسب و $EC < 250$ میکروزیمنس بر سانتی متر عالی، > 3000 میکروزیمنس بر سانتی متر نامناسب اعمال می شود و منطقه بندی و نقشه برداری از طریق سیستم های اطلاعات جغرافیایی (GIS) را تسهیل می کند (۱۶۹). این شاخص به طور گسترده در ارزیابی آب های زیرزمینی و سطحی، مانند رودخانه خرم رود یا حوضه نند سمند در ایران، استفاده شده است، جایی که مناطق مستعد شوری را شناسایی کرده و انتخاب محصول یا اصلاحات خاک مانند افزودن گچ را هدایت می کند. تکنیک های آماری چندمتغیره اغلب کاربرد آن را تکمیل می کنند و با شاخص هایی مانند WQI همبستگی دارند تا دیدگاهی چندوجهی از قابلیت استفاده آب ارائه دهند، به ویژه در مناطقی با نرخ تبخیر بالا که شوری را تشدید می کنند. سادگی آن امکان ارزیابی های سریع را فراهم می کند و آن را برای برنامه ریزی کشاورزی و تخصیص منابع ارزشمند می سازد (۱۶۷، ۱۶۸).

مقایسه با استانداردها نشان می دهد که شاخص ویلکاکس با دستورالعمل های بین المللی، مانند سازمان غذا و کشاورزی (FAO) و آزمایشگاه شوری ایالات متحده، هم راستا است، جایی که حدود مجاز شامل $Na < 30\%$ و $EC < 750$ میکروزیمنس بر سانتی متر برای محصولات حساس است (۱۷۰). در زمینه های ایرانی، این شاخص با استانداردهای DOE برای آبیاری مطابقت دارد و در برخی مطالعات ۶۹ درصد نمونه ها را به عنوان مناسب

طبقه‌بندی می‌کند، در حالی که ۲۷ درصد به دلیل سدیم بالای ناشی از منابع زمین‌شناختی به عنوان مشکوک شناسایی شده‌اند. برخلاف شاخص‌های جامع مانند WQI، ویلکاکس به طور خاص بر آبیاری تمرکز دارد و اغلب در محیط‌های شور رتبه‌بندی محافظه‌کارانه‌تری نسبت به استانداردهای گسترده‌تر ارائه می‌دهد، اما در دقت پیش‌بینی تعاملات خاک-آب برجسته است. این ویژگی خاص، کاربرد آن را در تحلیل‌های تطبیقی بهبود بخشیده و انطباق با آستانه‌های منطقه‌ای برای شیوه‌های کشاورزی پایدار را تضمین می‌کند (۱۶۷، ۱۶۹).

طبقه بندی ویلکاکس توسط ویلکاکس در سال ۱۹۴۸ ارائه شد و سه سال بعد توسط زورن تکمیل شد. امروزه این شاخص به عنوان یک روش بسیار رایج برای طبقه بندی آب برای مصارف کشاورزی مطرح است. در این طبقه بندی دو عامل هدایت الکتریکی و نسبت جذب سدیم در نظر گرفته شده و هر کدام به چهار بخش تقسیم می شوند که در نهایت منجر به ایجاد ۱۶ گروه می شود. گروه ها به شرح جدول ۱-۳ طبقه بندی می شوند:

جدول ۱-۳- تقسیم بندی آب از لحاظ شوری و هدایت الکتریکی

SAR	Classification	Quality of Alkaline
< 10	S ₁	Low
10–18	S ₂	Medium
18–26	S ₃	High
> 26	S ₄	Very high
EC (μmohs/cm)	Classification	Quality of the soil
100–250	C ₁	Low
250–750	C ₂	Medium
750–2250	C ₃	High
> 2250	C ₄	Very high

کیفیت آب و تناسب آن برای کشاورزی در جدول ۱-۴ آمده است.

جدول ۱-۴- تقسیم بندی آب از لحاظ تناسب برای کشاورزی

ردیف	نوع کیفیت آب برای کشاورزی	رده آب
۱	شیرین- برای کشاورزی کاملاً بی ضرر	C ₁ S ₁
۲	کمی شور- برای کشاورزی تقریباً مناسب	C ₂ S ₁ , C ₂ S ₂ , C ₁ S ₂
۳	شور- برای کشاورزی با اعمال تمهیدات لازم	C ₃ S ₃ , C ₃ S ₂ , C ₃ S ₁ , C ₂ S ₃ , C ₁ S ₃
۴	خیلی شور- مضر برای کشاورزی	C ₄ S ₁ , C ₄ S ₂ , C ₄ S ₃ , C ₄ S ₄ , C ₃ S ₄ , C ₂ S ₄ , C ₁ S ₄

۱-۱۳- نوآوری مطالعه

نوآوری اصلی این مطالعه در کاربرد نوین لجن ته نشینی به عنوان یک کمک منعقدکننده طبیعی و پایدار در فرآیند انعقاد و لخته سازی برای تصفیه پساب شستشوی فیلترهای شنی است. در حالی که مطالعات پیشین عمدتاً بر بازیابی منعقدکننده های شیمیایی یا استفاده از غشاهای تصفیه این نوع پساب تمرکز داشته اند، این تحقیق لجن حاصل از واحد ته نشینی را که معمولاً به عنوان زباله دور ریخته می شود به عنوان یک ماده کمکی مؤثر معرفی می کند. این رویکرد نه تنها به کاهش هزینه های تصفیه کمک می کند، بلکه جنبه های زیست محیطی را نیز تقویت می نماید، زیرا با بازیافت لجن، حجم زباله های تولیدی تصفیه خانه کاهش یافته و منابع طبیعی کمتری مصرف می شود. تمرکز بر تعیین غلظت بهینه لجن و زمان ته نشینی، این مطالعه را از تحقیقات مشابه متمایز می سازد، جایی که اغلب بر مواد شیمیایی مصنوعی تأکید شده است.

یکی دیگر از جنبه های نوآورانه، بررسی ترکیبی لجن ته نشینی با منعقدکننده های متداول مانند آلومینیوم سولفات، کلرید فریک و پلی آلومینیوم کلراید است. این تحقیق با تعیین غلظت های مختلف این ترکیبات و مقایسه راندمان آنها در حذف پارامترهای کلیدی مانند کدورت، رنگ و UV₂₅₄، یک فرآیند هیبریدی را پیشنهاد می دهد که می تواند کارایی کلی تصفیه را افزایش دهد. برخلاف مطالعات قبلی که عمدتاً بر استفاده تکی از منعقدکننده ها تمرکز کرده اند، این رویکرد ترکیبی می تواند بهینه سازی فرآیند را در شرایط واقعی تصفیه خانه های آب، به ویژه در مناطق با منابع محدود مانند شهر سنج، تسهیل کند و پتانسیل کاهش مصرف مواد شیمیایی را فراهم آورد.

علاوه بر این، نوآوری در ارزیابی جامع کیفیت پساب تصفیه‌شده با استفاده از شاخص‌های استاندارد مانند IRWQI (شاخص کیفیت آب ایران)، Wilcox و پارامتر TOC برجسته است. این مطالعه نه تنها ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب را تعیین می‌کند، بلکه با مقایسه این شاخص‌ها در فرآیندهای مختلف (لجن تنها، منعقدکننده‌های رایج و ترکیبی)، یک چارچوب تحلیلی جدید برای ارزیابی پایداری و کیفیت نهایی آب ارائه می‌دهد. این جنبه، به ویژه در زمینه محلی تصفیه‌خانه سنندج، می‌تواند به سیاست‌گذاری‌های منطقه‌ای در مدیریت منابع آب کمک کند و الگویی برای مطالعات مشابه در سایر شهرهای ایران باشد.

در نهایت، این مقایسه‌ها می‌توانند به شناسایی بهترین ترکیبات برای حذف آلاینده‌ها منجر شوند و زمینه‌ای برای توسعه فناوری‌های سبز در تصفیه پساب فراهم کنند، که در تحقیقات قبلی کمتر به صورت یکپارچه بررسی شده است.

۱-۱۴- مرور منابع

۱- ولسکا و همکاران در سال ۲۰۲۴ در مطالعه‌ای به استفاده از میکروفیلتراسیون برای پیش تصفیه آب شستشوی معکوس از فیلترهای شنی پرداختند. در این تحقیق آزمایش‌های راندمان میکروفیلتراسیون مورد استفاده برای پیش تصفیه آب شستشوی معکوس از فیلترهای شنی در دو تصفیه‌خانه آب که آب‌های سطحی و آب زیرزمینی را تصفیه می‌کنند، انجام شد. بازده میکروفیلتراسیون برای سه ماژول غشایی مورد ارزیابی قرار گرفت: دو ماژول با غشاهای پلیمری و یکی با غشای سرامیکی. این مطالعه نشان داد که آلاینده‌هایی که استفاده مجدد از آب پس شوی هر دو گیاه را با بازگرداندن آنها به خط تصفیه آب محدود می‌کنند، بیشتر میکروارگانیسم‌ها از جمله گونه‌های بیماری‌زا هستند (کلستریدیوم پرفرنزنس). علاوه بر این، در مورد آب شستشوی معکوس از تصفیه آب زیرزمینی، ترکیبات آهن و منگنز نیز باید قبل از چرخش مجدد آن به سیستم تصفیه آب حذف می‌شد. همچنین نتایج مطالعه حاضر نشان داد میکروفیلتراسیون را نمی‌توان به عنوان تنها فرآیند برای پیش تصفیه آب پس از شستشو قبل از بازگشت به سیستم تصفیه آب، صرف نظر از منشأ آن، استفاده کرد. قبل از چرخش مجدد آب شستشوی معکوس در سیستم تصفیه آب، به سیستم‌های تکنولوژیکی پیچیده‌تری نیاز است. غشای پلی وینیلی دین فلوراید (PVDF) برای حذف DOC و میکروارگانیسم‌ها از آب شستشوی معکوس موثرترین غشا است (۲۶).

۲- ماکزاک و همکاران در سال ۲۰۲۲ در مطالعه ای به بررسی استفاده از کیتوزان و فلوکولانت های مبتنی بر نشاسته برای تصفیه آب شستشوی معکوس فیلتر پرداختند. در این تحقیق، مشتقات اکسید شده نشاسته و کیتوزان از طریق اکسیداسیون پریودات سنتز شده و سپس با استفاده از روش های مانند میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM)، طیف سنجی ATR-FTIR و آنالیز گرما وزن سنجی (TGA) مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. آزمایش های انعقاد و لخته سازی در جارتست نشان داد که این ترکیبات می توانند جایگزین مناسبی برای پلیمر های مصنوعی در تصفیه آب باشند. علاوه بر این، مطالعه به بررسی زیست تخریب پذیری باقی مانده های فلوکولانت نیز پرداخته و نشان داده است که این مواد می توانند به عنوان جایگزین های دوستدار محیط زیست برای تصفیه آب و لجن مورد استفاده قرار گیرند (۲۷).

۳- مصطفی توران و همکاران در سال ۲۰۲۳ در یک مقاله مروری به بررسی شستشوی معکوس فیلترهای گرانولی و غشایی در تصفیه آب پرداختند. این مطالعه به تحلیل روشهای مختلف شستشوی معکوس از جمله شستشو با آب، شستشو با ترکیب آب و هوا، شستشو با موادشیمیایی و بیوفیلتراسیون پرداخته است. نتایج این مطالعه نشان داد که شستشوی معکوس با ترکیب آب و هوا نسبت به شستشوی ساده با آب عملکرد بهتری در حذف ذرات معلق و کاهش گرفتگی فیلترها دارد. همچنین استفاده از موادشیمیایی در برخی موارد موجب افزایش کارایی شستشو به ویژه در حذف آلودگی های بیولوژیکی و معدنی شده است. علاوه بر این، بیوفیلتراسیون به عنوان یک روش موثر در کاهش مواد آلی و کنترل تشکیل محصولات جانبی گندزدایی بررسی شده و مشخص شد که این روش در حذف آمونیوم از منابع آب نقش کلیدی دارد. در نهایت مطالعه تاکید کرده است که انتخاب روش مناسب شستشوی معکوس وابسته به نوع فیلتر، میزان آلودگی و شرایط عملیاتی سیستم است و ترکیب روش ها می تواند منجر به بهبود کارایی فرآیند تصفیه شود (۲۱).

۴- لیلیامزاری و همکاران در سال ۲۰۲۰ به بررسی استفاده مجدد از آب شستشوی معکوس فیلتر به عنوان منعقدکننده اولیه یا کمکی در فرآیند انعقاد-ته نشینی برای تصفیه ثالثیه فاضلاب پرداختند. در این تحقیق، ابتدا ترکیبات موجود در آب شستشوی معکوس فیلترها با استفاده از Fourier Transform Infrared (FTIR) طیف سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه شناسایی شد که حضور آلومینیوم هیدروکسید $Al(OH)_3$ را نشان داد. سپس کارایی آب شستشوی معکوس فیلترها در دو حالت مورد بررسی قرار گرفت: یکی به عنوان منعقد کننده اولیه و دیگری به عنوان کمک منعقد کننده همراه با سولفات آلومینیوم $Al_2(SO_4)_3$. نتایج نشان داد که در حالت

استفاده از آب شستشوی معکوس فیلترها به عنوان منعقد کننده اولیه، میزان حذف کدورت و UV₂₅₄ به ترتیب ۶۵.۸٪ و ۳۱.۷٪ بود، در حالی که در حالت استفاده از آن به عنوان کمک منعقد کننده، مقدار بهینه (Al₂(SO₄)₃) از ۹.۵ mg Al/L به ۶.۳ mg Al/L کاهش یافت و میزان حذف کدورت و UV₂₅₄ به ۹۲.۹٪ و ۷۱.۴٪ افزایش پیدا کرد. این یافته ها نشان می دهند که استفاده از آب شستشوی معکوس فیلترها می تواند روشی پایدار و اقتصادی برای کاهش مصرف مواد منعقد کننده شیمیایی در تصفیه فاضلاب باشد و به بهبود عملکرد فرآیند کمک کند (۲۹).

۵- در مطالعه‌ای که در سال ۲۰۲۳ توسط آرگو^۱ و همکاران تحت عنوان "نقش انعقاد/لخته‌سازی به عنوان یک گزینه پیش تصفیه برای کاهش رسوب کلئیدی/بیوکلئیدی در فیلتراسیون سوم" در اتیوپی انجام شد و به بررسی نقش فرآیند انعقاد و لخته‌سازی به عنوان پیش تصفیه در کاهش گرفتگی فیلترهای غشایی در تصفیه پساب نساجی پرداخت. جامعه آماری شامل ۳۵ مطالعه تجربی در زمینه تصفیه پساب‌های رنگی و کلئیدی بود. هدف مطالعه، شناسایی عوامل گرفتگی فیلتر و بررسی اثربخشی فرآیند انعقاد در کاهش آن‌ها بود. روش کار شامل تحلیل منابع علمی، بررسی انواع منعقدکننده‌ها (شیمیایی و طبیعی)، و مقایسه عملکرد آن‌ها در حذف کلئیدها، زیست کلئیدها، و مواد معلق بود. پارامترهای بررسی شده شامل کدورت، بار کلئیدی، بار زیستی، و شاخص گرفتگی فیلتر بودند. روش‌های آماری شامل تحلیل همبستگی، نمودارهای مقایسه‌ای، و تحلیل روند عملکرد در مراحل مختلف تصفیه بودند. نتایج نشان داد که استفاده از فرآیند انعقاد قبل از فیلتراسیون غشایی باعث کاهش گرفتگی تا ۶۰٪ می‌شود. منعقدکننده‌های طبیعی مانند تانن و دانه مورینگا عملکرد مناسبی در حذف کلئیدها داشتند. استفاده از این روش باعث افزایش عمر فیلتر، کاهش هزینه‌های عملیاتی، و بهبود کیفیت آب خروجی شد (۱۷۱).

۶- مزاری (۲۰۲۰) در مطالعه‌ای با عنوان «امکان‌سنجی استفاده مجدد از آب شستشوی فیلتر به عنوان منعقدکننده اولیه یا کمکی در فرآیند انعقاد-ته‌نشینی برای تصفیه پساب ثالثیه» پساب ثانویه از یک تصفیه‌خانه فاضلاب در الجزایر (خدمت‌رسان به ۵۰,۰۰۰ نفر) و آب شستشوی فیلتر از یک تصفیه‌خانه آب با استفاده از آب سد کداره را بررسی کرد. حجم نمونه شامل ۳۰ آزمایش جار با آب مصنوعی (حاوی اسید هیومیک و کائولن) و ۲۰ نمونه واقعی شستشوی فیلتر بود. پارامترهای مورد بررسی شامل کدورت، جذب، UV₂₅₄ و pH بودند.

روش‌های آزمایشگاهی شامل آزمایش‌های جار برای بهینه‌سازی انعقاد با آب شستشو (به‌عنوان منعقدکننده اولیه یا کمکی) و سولفات آلومینیوم، طیف‌سنجی مادون قرمز (FTIR) برای تأیید حضور $\text{Al}(\text{OH})_3$ و کدورت‌سنجی بود. تحلیل آماری با استفاده از ANOVA برای مقایسه راندمان حذف انجام شد. میانگین حذف کدورت 65.8% (انحراف معیار 5.2%) و حذف UV_{254} برابر 31.7% (انحراف معیار 4.1%) در دوز 22.5 میلی گرم آلومینیوم بر لیتر به‌عنوان منعقدکننده اولیه بود، در حالی که به‌عنوان کمک منعقدکننده، حذف به 92.9% ($p < 0.05$) رسید و مصرف سولفات آلومینیوم از $9/5$ به $6/3$ میلی گرم آلومینیوم بر لیتر کاهش یافت. این مطالعه پتانسیل کاهش استفاده از مواد شیمیایی و پایداری در مناطق خشک را نشان می‌دهد (۲۹).

۷- تورس (۲۰۲۵) در مطالعه «بازیابی منعقدکننده‌ها از طریق فرآیند اسیدی لجن تصفیه آب و استفاده مجدد در پساب‌های خام و شهری» لجن تصفیه‌خانه آب سنتناریو در پاستو، کلمبیا (خدمت‌رسان به $413,484$ نفر) را بررسی کرد. نمونه‌ها شامل 50 دسته لجن به حجم $2/680$ مترمکعب هفتگی از مخازن ته‌نشینی بود. پارامترها شامل غلظت آلومینیوم، کدورت، رنگ و pH بودند. روش‌ها شامل هضم اسیدی با اسید سولفوریک ($3.0 - 1.5$ pH)، آزمایش‌های جار برای ارزیابی کارایی انعقاد و طیف‌سنجی برای رنگ و کدورت بود. تحلیل آماری شامل شاپیرو-ویلک برای نرمال بودن، فلینگر-کیلین برای همسانی واریانس، کروسکال-والیس برای اثر pH و ANOVA برای تأثیر سرعت اختلاط ($p < 0.05$) بود. میانگین بازیابی آلومینیوم 5.810 میلی گرم بر لیتر (انحراف معیار $32/4$) در pH $1/5$ ، با حذف کدورت $97/06\%$ (انحراف معیار $2/1$) و رنگ $95/84\%$ (انحراف معیار $1/8$) در پساب، به‌طور معناداری بالاتر از آب خام ($69/73\%$ و $69/78\%$)، ($p < 0.01$) بود. این مطالعه رویکرد اقتصاد دایره‌ای را با کاهش هزینه‌ها و ضایعات تقویت می‌کند (۱۷۲).

۸- شفیق‌الزمان (۲۰۱۸) در مطالعه «کاربرد فیلتر سرامیکی کم‌هزینه برای بازیافت آب شستشوی فیلتر شنی» آب شستشوی فیلتر از بوریده، عربستان سعودی را با 13 نمونه و آزمایش‌های جار 20 لیتری بررسی کرد. پارامترها شامل کدورت، آهن، منگنز و pH بودند. روش‌ها شامل پیش‌انعقاد با آلوم، فیلتراسیون سرامیکی در فشار 3 کیلوپاسکال و کدورت‌سنجی بود. تحلیل آماری شامل آزمون t ($p < 0.05$) و رگرسیون خطی برای رسوب‌گذاری بود. میانگین حذف 99% برای کدورت (انحراف معیار 1.0)، آهن و منگنز در 20 میلی گرم بر لیتر آلوم با پایداری شار معنادار ($p < 0.01$) گزارش شد. این مطالعه راه‌حل‌های کم‌انرژی را برای بازیافت در مناطق کم‌آب ترویج می‌دهد (۱۷۳).

فصل دوم:

مواد و روش‌ها

۲-۱- مقدمه

در این فصل به بررسی مواد و تجهیزات مورد استفاده، روش‌های انجام مطالعه و نحوه انجام آزمایشات پرداخته شده است.

۲-۲- نوع مطالعه

این تحقیق یک مطالعه تجربی مداخله‌ای بود.

۲-۳- جامعه مورد مطالعه

پساب شستشوی فیلترهای شنی تصفیه‌خانه آب شرب شهر سنندج در سه زمان مختلف (ابتدا، وسط و انتهای شستشوی معکوس)

۲-۴- زمان و مکان انجام مطالعه

این مطالعه در بازه زمانی مهر ماه سال ۱۴۰۳ تا تیر ماه سال ۱۴۰۴ در آزمایشگاه شیمی دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی کردستان انجام گردید.

۲-۵- حجم نمونه و روش نمونه گیری

۲-۵-۱- حجم نمونه

حجم نمونه با توجه به تنوع روش‌های مورد بررسی و تعداد آزمایش‌ها محاسبه شد. در این مطالعه، ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خروجی فیلترهای شنی (۱۶ آزمایش)، تاثیر زمان ماند (۴بازه زمانی)، غلظت لجن خشک شده (۴دوز)، سه نوع ماده منعقدکننده (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید) در چهار دوز (۱۲ آزمایش)، ترکیب دوز بهینه لجن با چهار دوز مواد منعقدکننده (۱۲ آزمایش) بر حذف پارامترهای کیفی بررسی شد. همچنین، خروجی فرآیند با شاخص‌های IRWQI (۶۳آزمایش) و Wilcox (۲۸آزمایش) و پارامتر TOC (۷آزمایش) ارزیابی شده و تطابق آن با استانداردهای آب شرب و کشاورزی سنجیده شد. در مجموع، ۱۴۶ آزمایش انجام شده و با در نظر گرفتن یک لیتر نمونه برای هر آزمایش، حجم کل نمونه‌ها ۴۸ لیتر بود. برای اطمینان از صحت و پایایی نتایج، کلیه آزمایش‌ها در سه تکرار مستقل انجام و داده‌های نهایی بر اساس میانگین این تکرارها به همراه انحراف معیار ارائه گردید.

۲-۵-۲- روش نمونه گیری

برای این مطالعه نمونه‌های پساب از خروجی فیلترهای شنی تصفیه خانه آب شهر سهند جمع آوری شدند. نمونه‌گیری در سه زمان شامل ابتدا، وسط و انتهای فرآیند شستشوی معکوس انجام شد تا شرایط مختلف پساب در نمونه‌ها نمایان شود. سپس نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌ها مورد استفاده قرار گرفتند.

معیار ورود:

پساب‌هایی که به صورت مستقیم از فیلترهای شنی تصفیه خانه خارج شده و شرایط اولیه تصفیه روی آنها انجام نشده باشد.

معیار خروج:

پساب‌هایی که در حین جمع آوری یا انتقال دچار آلودگی ثانویه شده یا دارای مقادیر غیرطبیعی از آلاینده‌ها باشند.

۲-۶- مواد و تجهیزات مورد استفاده

در جدول ۲-۱- لیست مواد و تجهیزات مورد استفاده در این مطالعه آمده است.

جدول ۲-۱- لیست مواد شیمیایی و تجهیزات مورد استفاده در مطالعه

ردیف	ماده آزمایشگاهی	فرمول شیمیایی	شرکت سازنده	کشور سازنده
۱	پلی آلومینیوم کلراید	$[Al_2(OH)_nCl_{6-n}]_m$	شرکت اطلس شقایب غرب	ایران
۲	سولفات آلومینیوم	$Al_2(SO_4)_3$	شرکت زیست آزما	ایران
۳	کلریدفریک	$FeCl_3$ -	شرکت زیست آزما	ایران
۴	ویال COD	-	شرکت زیست آزما	ایران
۵	باتری BOD متر	-	شرکت زیست آزما	ایران
۶	TOC Analyzer	-	آزمایشگاه سازمان آب و فاضلاب	ایران

۷	مقیاس رنگ پلاتین - کبالت (Pt-Co)	-	شرکت زیست آزما	ایران
---	-------------------------------------	---	-------------------	-------

۷-۲- روش جمع آوری اطلاعات

۷-۲-۱- نمونه برداری پساب و لجن

نمونه برداری از خروجی فیلترهای شنی تصفیه خانه آب شهر سنندج در سه زمان (ابتدا، وسط و انتها) فرآیند شستشوی معکوس انجام شد تا داده های جمع آوری شده نمایانگر عملکرد کلی سیستم فیلتراسیون باشد. برای هر آزمایش، یک لیتر نمونه پساب برداشت شد و همراه لجن جمع آوری شده از واحد ته نشینی تازه تصفیه خانه، تحت شرایط استاندارد نگهداری و به آزمایشگاه منتقل گردید.

۷-۲-۲- آماده سازی و خشک کردن لجن

نمونه لجن جمع آوری شده از واحد ته نشینی در آون با دمای 103 ± 2 درجه سانتی گراد به مدت ۳ ساعت خشک شد. پس از خشک شدن لجن پودر و یکدست شد (۱۷۴).

۷-۲-۳- تعیین مشخصات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب شستشوی فیلترهای شنی

برای ارزیابی کیفیت پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی، پارامترها در سه دسته فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی اندازه گیری شدند:

۱- پارامترهای فیزیکی: کدورت با دستگاه نفلومتر، رنگ و UV_{254} با دستگاه اسپکتروفوتومتر، هدایت الکتریکی با دستگاه هدایت سنج

۲- پارامترهای شیمیایی: سنجش BOD (میزان اکسیژن خواهی بیولوژیک) با دستگاه BOD متر، COD (میزان اکسیژن خواهی شیمیایی) با دستگاه COD متر، نیترات و فسفات با روش اسپکتوفوتومتر، سختی با روش تیتراسیون EDTA (اتیلن دی آمین تترا استیک اسید)، pH با pH متر (با رعایت کالیبراسیون)، تعیین یونهای سدیم، کلسیم و منیزیم با دستگاه فلیم فتومتر (۱۷۵).

۳- پارامترهای بیولوژیکی: کلیفرم با کشت در محیط لاکتوز براث

۷-۲-۴- تعیین زمان بهینه ته نشینی

نمونه‌های پساب اولیه بدون هیچ‌گونه دخالت خارجی در زمان‌های ۰.۵، ۱، ۱.۵، ۲ ساعت مورد بررسی قرار گرفتند تا زمان بهینه ته‌نشینی جهت حذف پارامترهای کدورت، رنگ و UV₂₅₄ مشخص شود.

۲-۷-۵- تعیین دوز بهینه لجن و مواد منعقد کننده

دوزهای مختلف ۳، ۵، ۱۰، ۲۰ و ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر از لجن و مواد منعقدکننده متدوال شامل آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید تهیه و به پساب فیلتراسیون اضافه گردید تا تاثیر آن بر حذف پارامترهای کدورت، رنگ و UV₂₅₄ بررسی شود. برای ارزیابی این پارامترها، آزمایش انعقاد و لخته‌سازی با دستگاه جارتست انجام شد. مراحل فرآیند شامل اختلاط سریع: ۱۰۰ دور در دقیقه به مدت ۳۰ ثانیه، اختلاط آرام: ۴۰ دور در دقیقه به مدت ۳۰ دقیقه و ته‌نشینی به مدت ۳۰ دقیقه می باشد (۱۷۶).

۲-۷-۶- ترکیب دوز بهینه لجن با دوزهای مختلف مواد منعقدکننده

دوز بهینه لجن با دوزهای مختلف مواد منعقدکننده با یکدیگر ترکیب شد و با همان روش جارتست اثر ترکیب بر حذف پارامترهای کدورت، رنگ و UV₂₅₄ مورد بررسی قرار گرفت. این مرحله شامل ۷ نمونه تصفیه شده می باشد: یک نمونه لجن به‌تنهایی، سه نمونه مواد منعقدکننده متدوال شامل آلومینیوم سولفات، کلریدفریک، پلی‌آلومینیوم کلراید و سه نمونه ترکیبی لجن با مواد منعقدکننده متداول.

۲-۷-۷- تعیین شاخص کیفی آب ایران (IRWQI)، شاخص (Wilcox) و کل کربن آلی (TOC)

جهت ارزیابی کیفیت پساب های تصفیه شده نهایی، پارامترهای لازم برای محاسبه شاخص کیفی آب ایران (IRWQI) شامل سنجش BOD، COD، نیترات و فسفات، کدورت، سختی، کلیفرم و pH اندازه‌گیری شد. همچنین به‌منظور بررسی قابلیت استفاده مجدد پساب در کشاورزی، شاخص Wilcox بر اساس غلظت یون‌های سدیم، کلسیم، منیزیم و هدایت الکتریکی تعیین گردید. مقدار کل کربن آلی (TOC) نیز به‌عنوان شاخص مواد آلی باقیمانده اندازه‌گیری شد. در نهایت نتایج به دست آمده با حدود استاندارد مربوطه مقایسه شد تا امکان تخلیه ایمن به محیط‌زیست و کاربرد مجدد در کشاورزی مورد ارزیابی قرار گیرد (۱۷۷، ۱۶۷).

۲-۷-۸- مقایسه پارامترهای کیفی پساب‌های تصفیه شده بهینه با آب خام ورودی به

تصفیه‌خانه آب شهر سنندج

این مقایسه به منظور ارزیابی میزان بهبود کیفیت و بررسی امکان بازگردانی پساب تصفیه شده به ابتدای فرآیند تصفیه آب خام تصفیه‌خانه صورت گرفت.

۲-۷-۹- آنالیز فلزات سنگین، تری‌هالومتان‌ها و میکروسیستین‌ها

برای بهینه‌ترین پساب تصفیه شده، فلزات سنگین، تری‌هالومتان‌ها و میکروسیستین‌ها اندازه‌گیری و با مقادیر استاندارد ملی و بین‌المللی مقایسه شد تا ارزیابی نهایی کیفیت انجام شود.

۲-۷-۱۰- ثبت و تحلیل داده‌ها

در این مطالعه، داده‌های حاصل از آزمایش‌ها ابتدا با استفاده از آمارهای توصیفی نظیر میانگین و انحراف معیار و همچنین نمودارهای مرتبط مورد بررسی قرار گرفتند. این تحلیل‌ها در محیط نرم‌افزار اکسل انجام شد. نتایج به صورت جداول و نمودارهای مناسب ارائه گردید و تغییرات پارامترهای کیفی در شرایط مختلف مورد ارزیابی قرار گرفت. تحلیل نهایی بر اساس مقایسه مقادیر به دست آمده با حدود استاندارد و بررسی روند تغییرات پارامترها انجام شد و تفسیر آن با رویکرد مهندسی و کاربردی ارائه گردید.

فصل سوم:

یافته‌ها

۳-۱- مقدمه

داده‌های مطالعه انجام شده شامل اهداف ذکر شده در فصل اول پس از جمع آوری توسط نرم افزار SPSS و Excel تحلیل شد که نتایج این داده‌ها شامل ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خروجی از فیلترهای شنی، زمان ماند ته‌نشینی بهینه برای حذف پارامترهای کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی شستشوی فیلترهای شنی، غلظت موثر لجن ته‌نشینی در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی، غلظت موثر مواد منعقدکننده متداول (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید) در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی، غلظت موثر ترکیب مواد منعقدکننده متداول (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید) با غلظت بهینه لجن ته‌نشینی در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی، اثر غلظت‌های مختلف لجن ته‌نشینی به عنوان کمک منعقدکننده در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی، اثر غلظت‌های مختلف مواد منعقدکننده متداول (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید) در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی، اثر غلظت‌های مختلف ترکیب مواد منعقدکننده (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید) با لجن ته‌نشینی به عنوان کمک منعقدکننده در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی و راندمان مواد منعقدکننده (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید)، لجن ته‌نشینی و فرآیند ترکیبی آنها در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشوی فیلترهای شنی و در این فصل آمده است.

۳-۲- تعیین ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خام شستشوی فیلترهای شنی

مشخصات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خام شستشوی فیلترهای شنی در جدول ۳-۱، آمده است.

جدول ۳-۱- مشخصات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خام شستشوی فیلترهای شنی

پارامتر	پساب خام شستشوی فیلترهای شنی
کدورت (NTU)	۱۰۲±۱۷
pH	۷/۸۱±۰/۰۲
BOD (mg/l)	۳۴±۲

۴۷/۶±۱/۵	COD (mg/l)
۰/۰۰۰۱±۰/۰۰۰۰۱	فسفات (mg/l)
۸/۳±۱/۷۶	نیترات (mg/l)
۳۰۱±۱	هدایت (μS/cm)
۲۳±۱	کلیفرم (MPN/ ۱۰۰ mL)
۷/۸±۰/۱	DO (mg/l)
۱۷۰±۵	سختی (mg/l)
۵۸±۲	Ca (mg/l)
۶/۰۹±۰/۱۵	Mg (mg/l)
۸±۰/۱	Na (mg/l)
۲/۷۸	TOC (mg/l)
۳±۰/۰	رنگ واقعی (TCU)
۰/۸۲۲±۰/۰۱۲	UV ₂₅₄

با استناد به نتایج مندرج در جدول ۳-۱، مقادیر نسبتا بالای کدورت (۱۰۲ NTU) و جذب در طول موج ۲۵۴ نانومتر (۰/۸۲۲) نشانگر غلظت قابل توجه مواد معلق و ترکیبات آلی جاذب نور فرابنفش می باشد. همچنین مقادیر اندازه گیری شده BOD (۳۴ mg/l) و COD (۴۷/۶ mg/l) بیانگر وجود بار آلی موثر در پساب است. pH نمونه در محدوده خنثی تا قلیایی ضعیف (۷/۸۱) ثبت شد. درمقابل، غلظت نیترات و فسفات به ترتیب ۸/۳ و ۰/۰۰۰۱ mg/l پایین بوده و غلظت کلیفرم کل (۲۳ MPN/ ۱۰۰ mL) نیز در حد نسبتا مطلوب قرار دارد. این مشخصات پایه به عنوان معیار اصلی جهت ارزیابی کارایی روش های تصفیه ای در مراحل بعدی پژوهش مورد استفاده قرار گرفت.

۳-۳- ارزیابی عملکرد روش های مختلف تصفیه در بهبود کیفیت پساب شستشوی فیلترهای

شنی

پس از تعیین ویژگی های پساب خام، کارایی روش های مختلف تصفیه شامل لجن خشک شده به تنهایی، مواد منعقدکننده متداول (آلومینیوم سولفات، کلریدفریک و پلی آلومینیوم کلراید) و ترکیب لجن با هر یک از این منعقدکننده ها مورد بررسی قرار گرفت. برای هر نمونه، اندازه گیری ها در سه تکرار مستقل انجام شد و مقادیر گزارش شده در جدول ۳-۲، میانگین این تکرارها همراه با انحراف معیار (SD) آن ها می باشد. این ساختار داده ها امکان مقایسه جامع عملکرد روش های مختلف تصفیه و ارزیابی تغییرات پارامترهای کیفی پساب را فراهم می آورد.

جدول ۳-۲- ارزیابی پارامترهای کیفی پساب شستشوی فیلترهای شنی پس از اعمال فرآیندهای

تصفیه

منعقدکننده متغیر	پساب خام	پساب خام بعد از ۱ ساعت ته نشیتی	لجن	کلرید فریک	آلومینیوم سولفات	پلی آلومینیوم کلراید	لجن + کلرید فریک	لجن + آلومینیوم سولفات	لجن + پلی آلومینیوم کلراید
کدورت (NTU)	۱۰۲±۱۷	۳/۵۴±۰/۴۶	۳/۳۹±۰/۸	۳±۰/۸	۱/۵۹±۰/۳۸	۲/۸±۰/۵۹	۱/۹۶±۰/۲۸	۰/۷۹±۰/۲۲	۱/۵۹±۰/۳۳
PH	۷/۸۱±۰/۰۲	۷/۷۴±۰/۰۱	۷/۸۸±۰/۰۲	۷/۷۵±۰/۰۱	۷/۶۲±۰/۰۱	۷/۸۳±۰/۰۲	۷/۶۴±۰/۰۲	۷/۶۴±۰/۰۲	۷/۷۴±۰/۰۱
BOD (mg/l)	۳±۲	۸±۲/۹۴	۱۴±۲	۵±۱	۱±۱	۱۲±۱/۷۳	۴±۱	۷±۱	۱±۰.۵
COD (mg/l)	۴۷/۶±۱/۵	۱۰/۷±۰/۶۱	۱۵±۱	۵/۸±۰/۲۵	۱۴±۱/۴	۱۴/۸±۱/۰۶	۵/۶±۰/۵	۸/۸±۰/۲۵	۱/۶±۰/۱
فسفات (mg/l)	۰/۰۰۰۱±۰/۰ ۰۰۰۱	۰/۰۰۰۱±۰/۰ ۰۰۰۱	۰/۰۰۰۱±۰/۰ ۰۰۰۱	۰/۰۰۰۱±۰/۰ ۰۰۰۱	۰/۰۰۰۱±۰/۰ ۰۰۰۱	۰/۰۰۰۱±۰/۰ ۰۰۰۱	۰/۰۰۰۱±۰/۰ ۰۰۰۱	۰/۰۰۰۱±۰/۰ ۰۰۱	۰/۰۰۰۱±۰/۰ ۰۰۰۰۱
نیترات (mg/l)	۸/۳±۱/۷۶	۲/۷±۰/۱۷	۲/۵±۰/۳	۲/۴±۰/۱	۲/۳±۰/۹۵	۲/۶±۰/۷۸	۲/۳±۰/۳۵	۲±۰/۵۸	۲/۴±۰/۲۶
هدایت (μS/cm)	۳۰۱±۱	۳۲۴±۲	۳۰۱±۲	۲۹۳±۱	۲۸۹±۱	۳۰۸±۱	۳۳۳±۲	۳۲۷±۲	۳۰۶±۲
کلیفرم (۱۰۰MPN/ mL)	۲۳±۱	۲۳±۱	۱۵±۱	۴±۱	۴±۱	۲۳±۱	۲۱±۱	۴±۱	۱۵±۱
DO (mg/l)	۷/۸±۰/۱	۶/۸±۰/۳	۶/۵±۰/۲	۷/۳±۰/۳	۷/۲±۰/۱	۷/۴±۰/۲	۶±۰/۳	۶±۰/۲	۶/۸±۰/۲
سختی (mg/l)	۱۷۰±۵	۱۵۰±۴	۱۲۰±۳	۱۲۰±۲	۱۴۸±۳/۲	۱۲۰±۲/۴	۱۴۰±۲	۱۱۰±۳	۱۴۶±۲
Ca (mg/l)	۵۸±۲	۵۶±۲	۴۰±۲	۴۰±۱	۵۲±۲	۴۰±۱	۴۸±۲	۳۶/۸±۱/۷	۵۴/۴±۱/۴
Mg (mg/l)	۶/۰۹±۰/۱۵	۲/۴۳±۰/۱۵	۴/۸۷±۰/۱۵	۴/۸۷±۰/۱۵	۴/۳۹±۰/۱۵	۴/۸۷±۰/۱۵	۴/۸۷±۰/۱۵	۴/۳۹±۰/۱۵	۲/۴۳±۰/۱۵
Na (mg/l)	۸±۰/۱	۸±۰/۱	۸±۰/۱	۸±۰/۱	۸±۰/۱	۸±۰/۱	۸±۰/۱	۸±۰/۱	۸±۰/۱
TOC (mg/l)	۲/۷۸	۲/۵۱	۲/۲۶	۲/۳۶	۲/۱۵	۲/۴۴	۲/۱۸	۲/۵۵	۲/۴۴
رنگ واقعی (TCU)	۳±۰/۰	۰/۰۰	۳±۰/۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
UV ₂₅₄	۰/۸۲۲±۰/۰۱۲	۰/۰۶۷±۰/۰۰۱	۰/۰۳۴±۰/۰۰۱	۰/۰۳±۰/۰۰۱	۰/۰۳۸±۰/۰۰۱	۰/۰۲۹±۰/۰۰۱	۰/۰۲۶±۰/۰۰۱	۰/۰۳۳±۰/۰۰۱	۰/۰۲۲±۰/۰۰۱

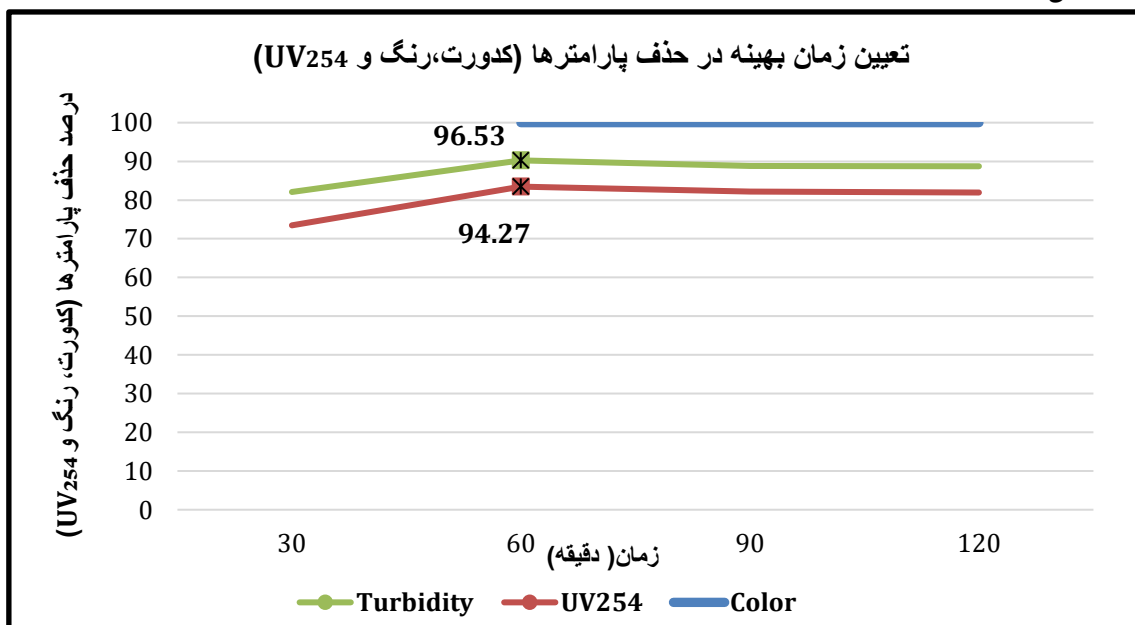
با استناد به نتایج مندرج در جدول ۳-۲، جهت تسهیل مقایسه عملکرد روش‌های مختلف تصفیه، پایین‌ترین مقدار مربوط به هر متغیر با رنگ سبز و بالاترین مقدار هر متغیر با رنگ قرمز مشخص شده است. ارزیابی نتایج حاکی از آن است که کلیه فرآیندهای تصفیه، قادر به کاهش چشمگیر شاخص‌های آلاینده‌گی بوده و کیفیت پساب را تا سطح استانداردهای تخلیه به منابع آبی سطحی ارتقا داده‌اند. برای مثال پارامتر کدورت که شاخصی کلیدی از ذرات معلق است، در تمامی نمونه‌های تصفیه شده به مقادیری کمتر از حد مجاز

رسیده است؛ به طوریکه بیشترین راندمان حذف (۹۹/۲۲٪) مربوط به ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات بود که مقدار آن به ۰/۷۹ NTU کاهش یافت و بیشترین مقدار مربوط به پساب خام بعد از یک ساعت ته نشینی بود که برابر با ۳/۵۴ NTU است. همچنین شاخص‌های اصلی آلاینده‌گی آلی شامل BOD، COD و نیترات در تمامی موارد نسبت به پساب خام کاهشی محسوس یافتند. از سوی دیگر، از بین روش‌های تصفیه بیشترین مقدار رنگ واقعی مربوط به نمونه لجن با مقایر ۳ بود و کمترین آن مربوط به تمام نمونه‌های دیگر با مقدار صفر بود. همچنین بیشترین مقدار UV مربوط به پساب خام بعد از ۱ ساعت ته نشینی با مقدار ۰/۰۶۷ و کمترین آن مربوط به ترکیب لجن با پلی آلومینیوم کلراید با مقدار ۰/۰۲۲ بود که بالاترین راندمان حذف (۹۷/۳۲٪) را نشان داد. در مقابل پارامترهای کیفی نظیر pH، فسفات، سختی کل، و غلظت یون‌های کلسیم، منیزیم و سدیم در بین روش‌های مختلف تصفیه تغییرات قابل توجه از خود نشان ندادند و در محدوده استاندارد باقی ماندند.

۳-۴- تعیین زمان بهینه ته نشینی در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از

شستشو فیلترهای شنی

زمان بهینه ته نشینی جهت حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی در شکل ۳-۱ آمده است.



شکل ۳-۱- زمان بهینه ته نشینی جهت حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی

براساس شکل ۳-۱، زمان بهینه ته‌نشینی جهت حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی به ترتیب برابر با ۶۰ دقیقه، ۳۰ دقیقه و ۶۰ دقیقه بود که به ترتیب موجب حذف ۹۶/۵۳٪، ۹۹/۹۹٪ و ۹۴/۲۷٪ از کدورت، رنگ و UV₂₅₄ شد.

۳-۵- تعیین دوز بهینه مواد منعقدکننده و لجن در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی

میزان دوز بهینه مواد منعقدکننده، لجن و فرآیند ترکیبی (لجن همراه با مواد منعقدکننده) در حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی در جدول ۳-۳ ارائه شده است. برای هر نمونه، اندازه‌گیری‌ها در سه تکرار مستقل انجام شد و نتایج به‌صورت میانگین مقادیر به‌همراه با انحراف معیار (SD) آن‌ها گزارش شده‌اند.

جدول ۳-۳- دوز بهینه منعقدکننده و لجن (برحسب میلی گرم در لیتر) در حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ پساب شستشوی فیلترهای شنی

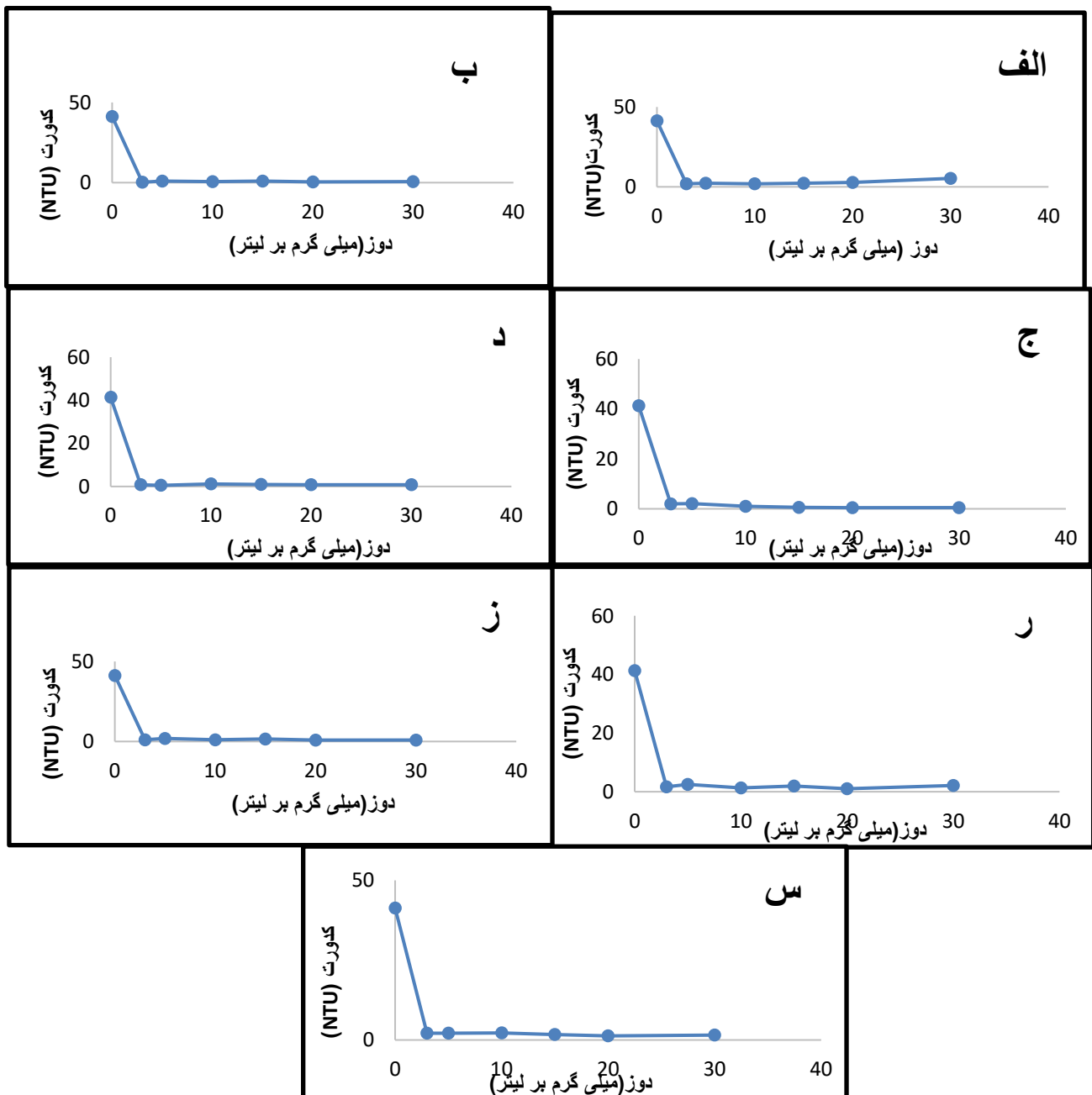
دوز منعقد کننده	پارامترها	پساب خام	۳ mg/l	۵ mg/l	۱۰ mg/l	۱۵ mg/l	۲۰ mg/l	۳۰ mg/l
لجن	کدورت (NTU)	۴۱/۳ ± ۷/۶	۱/۹۷ ± ۰/۰۲	۲/۲۹ ± ۰/۰۴	۱/۸۹ ± ۰/۰۳	۲/۲ ± ۰/۰۴	۲/۸۱ ± ۰/۰۸	۵/۲۷ ± ۰/۰۱
	رنگ (TCU)	۳ ± ۰/۱	۳ ± ۰/۱	۳ ± ۰/۱	۳ ± ۰/۱	۳ ± ۰/۱	۳ ± ۰/۱	۳ ± ۰/۱
	UV ₂₅₄	۰/۴ ± ۰/۰۴	۰/۰۴۴ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۴۴ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۴۱ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۴۵ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۴۶ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۴۴ ± ۰/۰۰۱
کلرید فریک	کدورت (NTU)	۴۱/۳ ± ۷/۶	۱/۲۵ ± ۰/۰۳	۱/۹۴ ± ۰/۰۲	۱/۶۵ ± ۰/۰۲۶	۱/۹ ± ۰/۰۲	۱/۵۱ ± ۰/۰۳	۱/۵۹ ± ۰/۰۳
	رنگ (TCU)	۳ ± ۰/۱	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
	UV ₂₅₄	۰/۴ ± ۰/۰۴	۰/۰۲۷ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۳۸ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۳۳ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۳۴ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۲۹ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۳۳ ± ۰/۰۰۱
آلومینیوم سولفات	کدورت (NTU)	۴۱/۳ ± ۷/۶	۲/۰۱ ± ۰/۰۱	۲/۱۱ ± ۰/۰۱	۰/۹۷ ± ۰/۰۶۳	۰/۹۲ ± ۰/۰۴۱	۰/۷۵ ± ۰/۰۲	۰/۷۸ ± ۰/۰۳
	رنگ (TCU)	۳ ± ۰/۱	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
	UV ₂₅₄	۰/۴ ± ۰/۰۴	۰/۰۳۸ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۳۳ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۲۴ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۲۳ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۲ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۱۶ ± ۰/۰۰۱
پلی آلومینیوم کلراید	کدورت (NTU)	۴۱/۳ ± ۷/۶	۱/۸ ± ۰/۰۲۶	۱/۵۲ ± ۰/۰۱	۱/۶۹ ± ۰/۰۳	۱/۷۹ ± ۰/۰۲۷	۱/۷۸ ± ۰/۰۱	۱/۷۵ ± ۰/۰۲
	رنگ (TCU)	۳ ± ۰/۱	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
	UV ₂₅₄	۰/۴ ± ۰/۰۴	۰/۰۳۵ ± ۰/۰۰۴	۰/۰۳۵ ± ۰/۰۰۳	۰/۰۳۴ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۳۷ ± ۰/۰۰۳	۰/۰۳۵ ± ۰/۰۰۲	۰/۰۳۵ ± ۰/۰۰۲
لجن + کلرید فریک	کدورت (NTU)	۴۱/۳ ± ۷/۶	۱/۱۶ ± ۰/۰۲۶	۱/۶۶ ± ۰/۰۴۲	۱/۳۱ ± ۰/۰۲۶	۱/۸۳ ± ۰/۰۲۶	۱/۰۲ ± ۰/۰۲۰	۲/۰۹ ± ۰/۰۳۲
	رنگ (TCU)	۳ ± ۰/۱	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
	UV ₂₅₄	۰/۴ ± ۰/۰۴	۰/۰۲۵ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۳۴ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۳۲ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۳۴ ± ۰/۰۰۴	۰/۰۲۲ ± ۰/۰۰۳	۰/۰۴ ± ۰/۰۰۱
لجن + آلومین یوم سولفات	کدورت (NTU)	۴۱/۳ ± ۷/۶	۱/۱۲ ± ۰/۰۲۰	۱/۸۳ ± ۰/۰۲۶	۱/۰۳ ± ۰/۰۲۰	۱/۵۷ ± ۰/۰۱۷	۰/۶۷ ± ۰/۰۱۷	۰/۸۹ ± ۰/۰۲۶
	رنگ (TCU)	۳ ± ۰/۱	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
	UV ₂₅₄	۰/۴ ± ۰/۰۴	۰/۰۳۱ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۳۲ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۲۵ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۲۷ ± ۰/۰۰۳	۰/۰۱۹ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۲ ± ۰/۰۰۱
لجن + پلی آلومینیوم کلراید	کدورت (NTU)	۴۱/۳ ± ۷/۶	۱/۶۹ ± ۰/۰۲۵	۱/۴۱ ± ۰/۰۲۶	۲/۲۱ ± ۰/۰۳۲	۱/۷۲ ± ۰/۰۱۷	۱/۲۸ ± ۰/۰۲۶	۱/۵۶ ± ۰/۰۲۵
	رنگ (TCU)	۳ ± ۰/۱	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
	UV ₂₅₄	۰/۴ ± ۰/۰۴	۰/۰۳۵ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۳۴ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۴ ± ۰/۰۰۴	۰/۰۳۵ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۲۴ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۰

براساس جدول ۳-۳، به ترتیب دوزهای ۱۰، ۳، ۲۰، ۵، ۲۰، ۲۰، ۲۰ میلی گرم بر لیتر لجن، کلریدفریک، آلومینیوم سولفات، پلی آلومینیوم کلراید، ترکیبات لجن با کلریدفریک، لجن با آلومینیوم سولفات و لجن با پلی آلومینیوم کلراید بهینه ترین دوزها در حذف کدورت بودند. در حذف رنگ، به غیر از لجن که هیچ کدام از دوزهای آن موجب حذف رنگ نشد، دوزهای ۳ میلی گرم در لیتر دیگر منعقد کننده ها موجب حذف ۱۰۰٪ رنگ شد. در حذف UV₂₅₄ به ترتیب دوزهای ۱۰، ۳، ۳۰، ۱۰، ۲۰، ۲۰ و ۳۰ میلی گرم در لیتر لجن،

کلریدفریک، آلومینیوم سولفات، پلی آلومینیوم کلراید، ترکیبات لجن با کلریدفریک، لجن با آلومینیوم سولفات و لجن با پلی آلومینیوم کلراید بهینه ترین دوزها در حذف UV_{254} بودند. بر اساس یافته های این مرحله، اگر چه افزایش دوز منعقدکننده ها در ترکیب با لجن می توانست سبب بهبود جزئی در راندمان شود، اما از آنجا که این بهبود با افزایش قابل توجه مصرف ماده شیمیایی همراه بود، انتخاب نهایی بر اساس دوزهای بهینه منعقدکننده های مستقل (کلریدفریک ۳، آلومینیوم سولفات ۲۰، پلی آلومینیوم کلراید ۵ میلی گرم در لیتر) قرار گرفت، چرا که این دوزها در عین داشتن راندمان مناسب، از نظر اقتصادی نیز توجیه پذیر بودند.

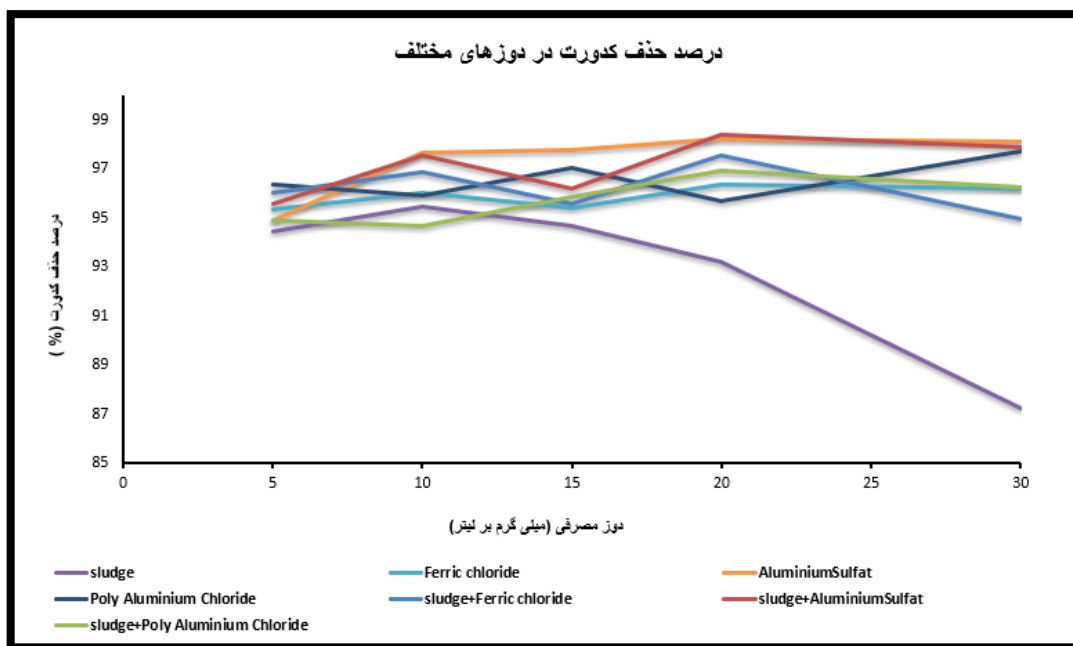
۳-۶- تعیین میزان حذف کدورت، UV_{254} و رنگ در دوزهای مختلف مواد منعقد کننده

میزان حذف کدورت در دوزهای مختلف لجن، کلریدفریک، آلومینیوم سولفات، پلی آلومینیوم کلراید، ترکیبات لجن با کلریدفریک، لجن با آلومینیوم سولفات و لجن با پلی آلومینیوم کلراید در شکل های ۳-۲ الف تا س و ۳-۳ آمده است.



براساس شکل ۳-۲، میزان حذف کدورت توسط لجن، مواد منعقدکننده متداول (کلریدفریک، آلومینیوم سولفات، پلی آلومینیوم کلراید) و فرآیند ترکیبی لجن با مواد منعقدکننده آمده است. برای مثال در شکل ۳-۲-الف، دوزهای پایین تر لجن (بین صفر تا ۱۰ میلی گرم در لیتر) موجب به دست آمدن راندمان های بالاتری در حذف کدورت شدند به طوری که غلظت کدورت پس از اعمال دوز ۱۰ میلی گرم در لیتر لجن، کمترین مقدار و برابر با ۱/۸۹ NTU بود. در مورد لجن افزایش دوز لجن موجب کاهش راندمان حذف کدورت شد. اما در مورد آلومینیوم سولفات و ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات افزایش دوز منعقدکننده موجب افزایش راندمان حذف کدورت شد.

شکل ۳-۲- میزان حذف کدورت توسط غلظت های مختلف مواد شامل: الف) مقدار باقی مانده کدورت توسط لجن در دوزهای مختلف، ب) مقدار باقی مانده کدورت توسط کلریدفریک در دوزهای مختلف، ج) مقدار باقی مانده کدورت توسط آلومینیوم سولفات در دوزهای مختلف، د) مقدار باقی مانده کدورت توسط پلی آلومینیوم کلراید در دوزهای مختلف، ر) مقدار باقی مانده کدورت توسط ترکیب لجن با کلریدفریک در دوزهای مختلف، ز) مقدار باقی مانده کدورت توسط ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات در دوزهای مختلف، س) مقدار باقی مانده کدورت توسط ترکیب لجن با پلی آلومینیوم کلراید در دوزهای مختلف



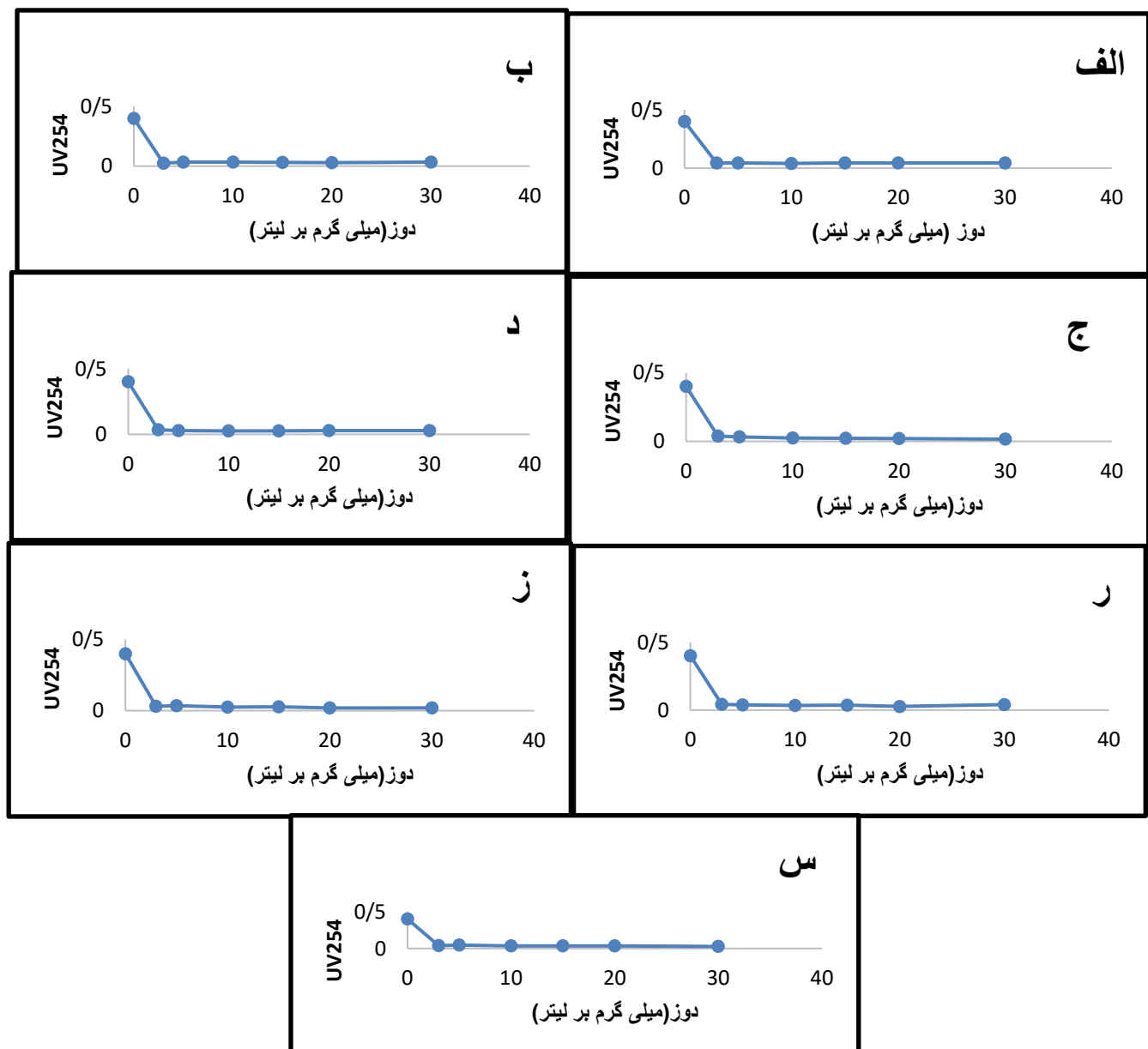
شکل ۳-۳- مقایسه درصد حذف کدورت در دوزهای مختلف مواد منعقد کننده

براساس شکل ۳-۳، بیشترین میزان حذف کدورت (بیش از ۹۹٪) در دوزهای پایین کلرید فریک (۳ میلی گرم در لیتر) به دست آمد. پس از آن بیشترین راندمان حذف کدورت توسط دوزهای پایین پلی آلومینیوم کلراید (۵ میلی گرم در لیتر) و سپس دوزهای بالای آلومینیوم سولفات (۲۰ میلی گرم در لیتر)

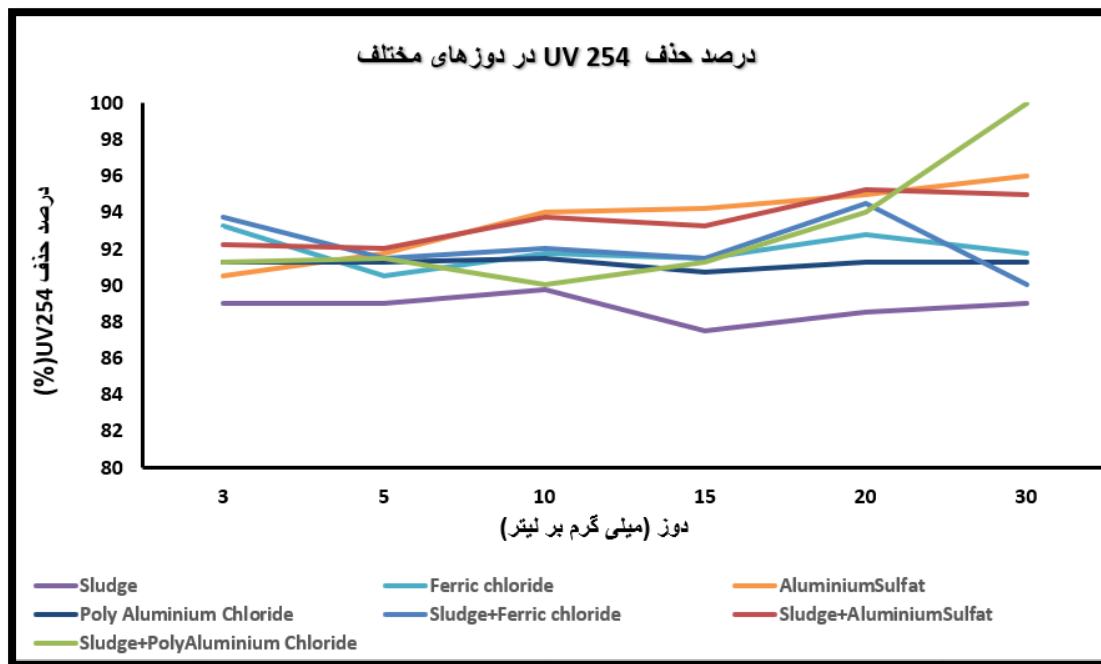
به دست آمد. همچنین بالاترین راندمان حذف کدورت توسط لجن، مربوط به دوز ۱۰ میلی گرم در لیتر بود. در دوزهای پایین ۵ و ۱۰ میلی گرم در لیتر ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات درصد حذف بهتری نسبت به آلومینیوم سولفات به تنهایی، به دست آمد.

میزان حذف UV₂₅₄ در دوزهای مختلف لجن، کلریدفریک، آلومینیوم سولفات، پلی آلومینیوم کلراید، ترکیبات لجن با کلریدفریک، لجن با آلومینیوم سولفات و لجن با پلی آلومینیوم کلراید در شکل های ۳-۴ الف تا س و ۵-۳ آمده است.

براساس شکل ۳-۴، میزان حذف UV₂₅₄ توسط هر کدام از مواد منعقدکننده و دوزهای مختلف مواد منعقدکننده آمده است. برای مثال در شکل ۳-۴ الف، دوز ۱۰ میلی گرم در لیتر لجن موجب به دست آمدن راندمان های بالاتری در حذف UV₂₅₄ شدند به طوری که غلظت UV₂₅₄ پس از اعمال دوز ۱۰ میلی گرم در لیتر لجن، کمترین مقدار (۰/۰۴۱) بود. همچنین افزایش دوز لجن موجب کاهش راندمان حذف UV₂₅₄ شد. اما در مورد آلومینیوم سولفات، ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات و لجن با پلی آلومینیوم کلراید افزایش دوز منعقدکننده موجب افزایش راندمان حذف UV₂₅₄ شد.



شکل ۳-۴- راندمان حذف UV₂₅₄ توسط دوزهای مختلف مواد منعقدکننده متفاوت شامل: الف) لجن، ب) کلریدفریک، ج) آلومینیوم سولفات، د) پلی آلومینیوم کلراید، ر) ترکیب لجن با کلریدفریک، ز) ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات، س) ترکیب لجن با پلی آلومینیوم کلراید

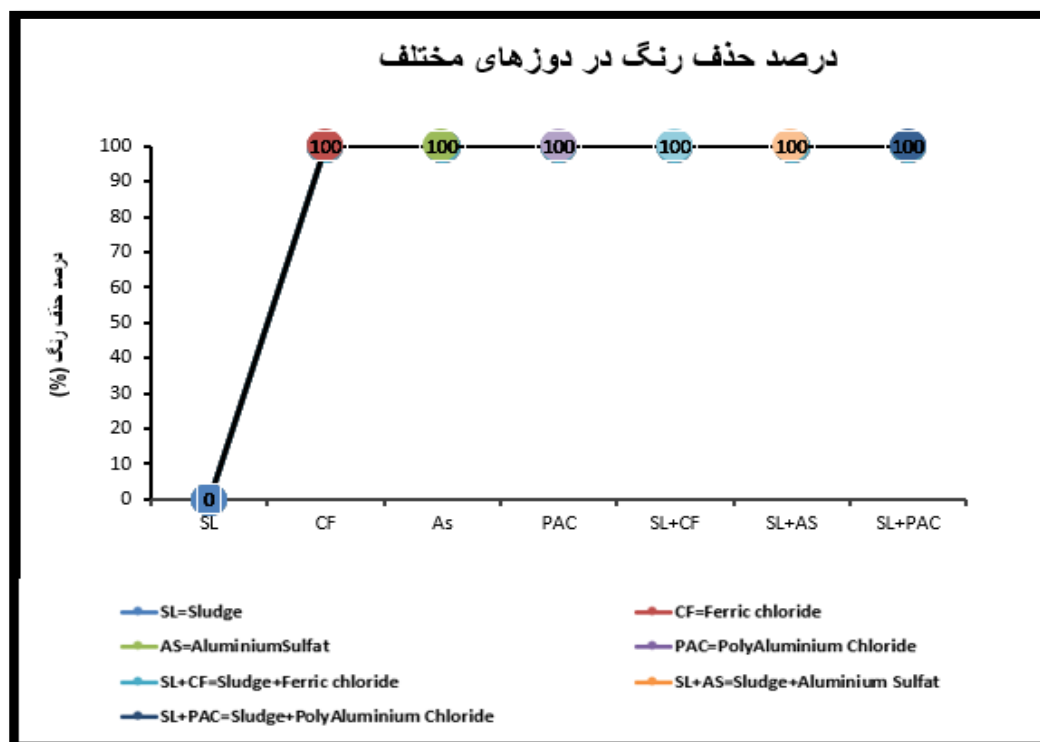


شکل ۳-۵- مقایسه درصد حذف UV₂₅₄ در دوزهای مختلف مواد منعقد کننده

براساس شکل ۳-۵، بیشترین میزان حذف UV₂₅₄ به ترتیب در دوز ۳۰ میلی گرم در لیتر ترکیب لجن با پلی آلومینیوم کلراید، دوز ۳۰ میلی گرم در لیتر آلومینیوم سولفات و دوز ۲۰ میلی گرم در لیتر ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات به دست آمد. همچنین بالاترین راندمان حذف UV₂₅₄ توسط لجن، در دوز ۱۰ میلی گرم در لیتر به دست آمد.

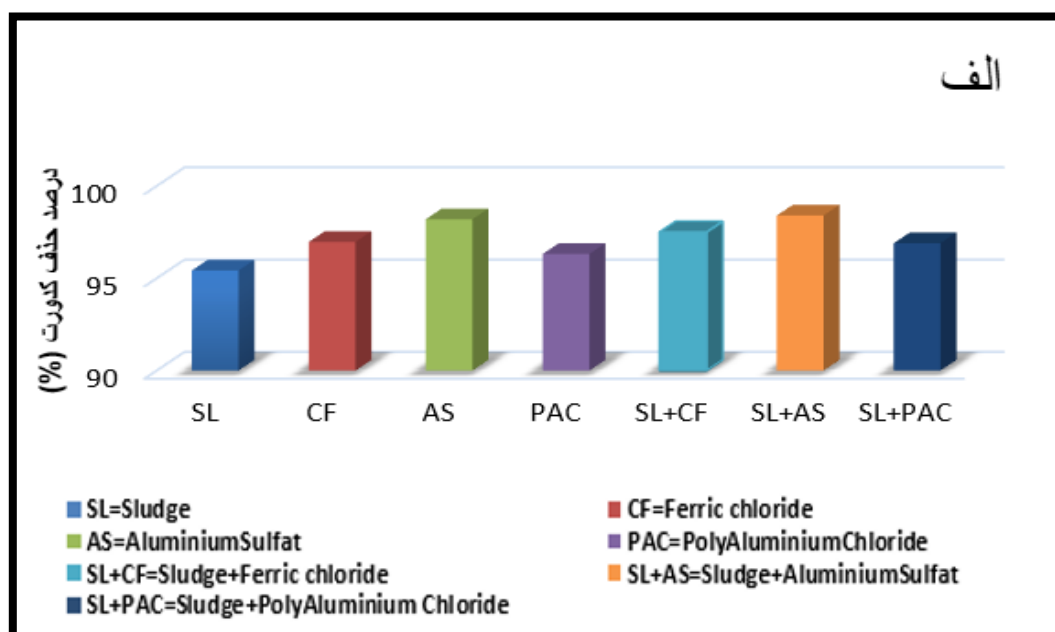
راندمان حذف رنگ در دوزهای مختلف مواد منعقدکننده متفاوت در شکل ۳-۶ آمده است.

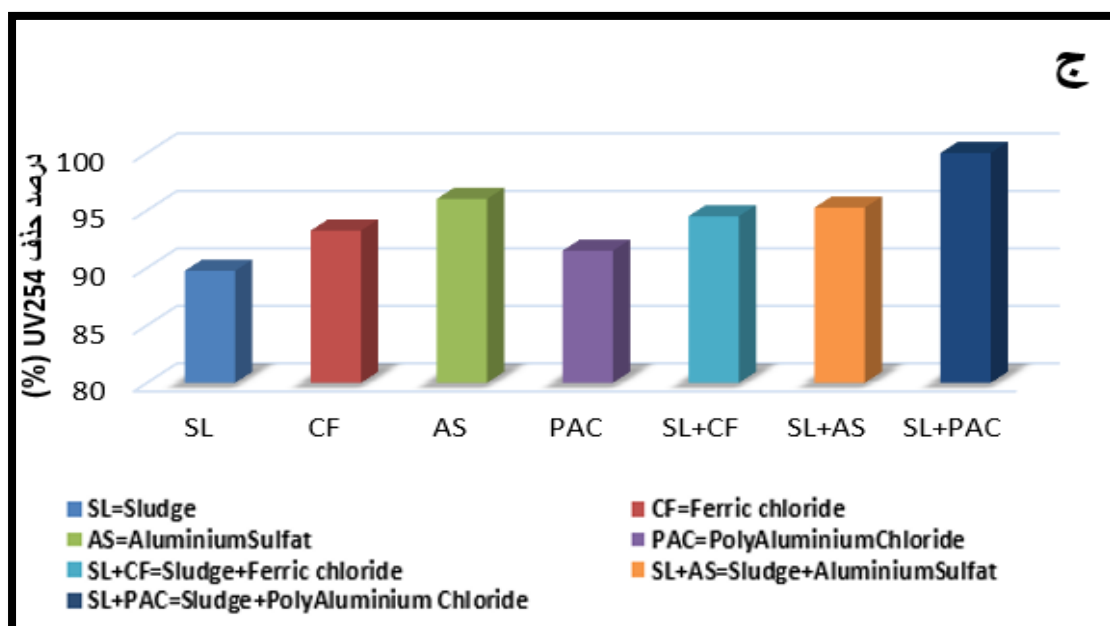
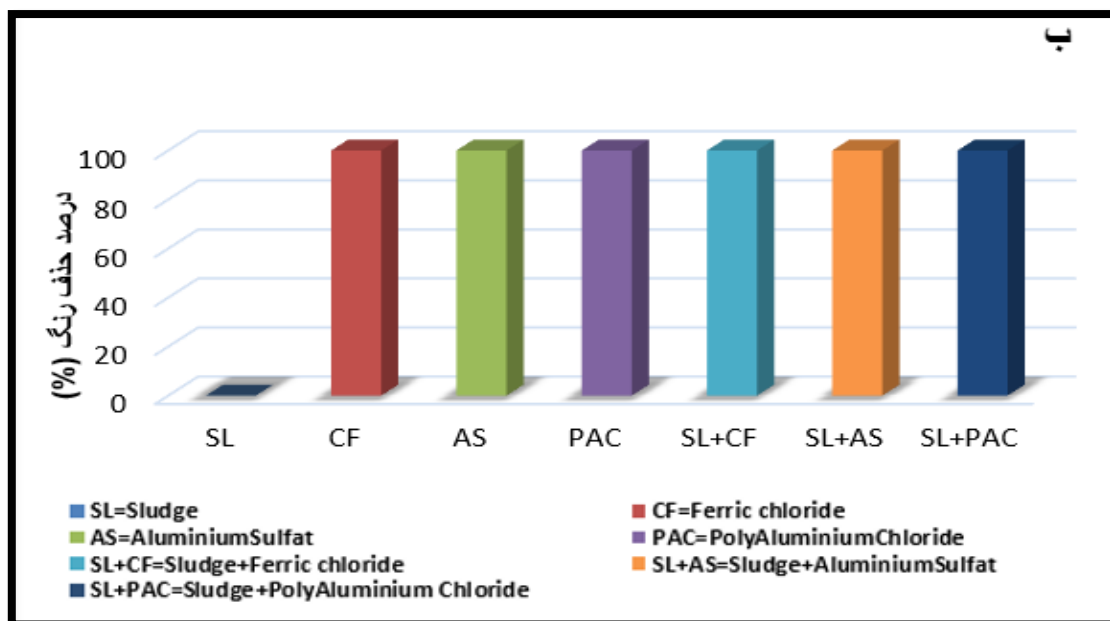
براساس شکل ۳-۶، لجن به تنهایی کارایی محدودی در حذف رنگ واقعی نشان داد، اما کاربرد آن با سایر منعقدکننده‌ها در تمام دوزهای مورد بررسی منجر به حذف کامل رنگ واقعی شد.



شکل ۳-۶- مقایسه درصد حذف رنگ در دوزهای مختلف مواد منعقد کننده

همچنین مقایسه درصد حذف کدورت، UV_{254} و رنگ در دوز بهینه هر کدام از منعقدکننده‌ها در شکل ۷-۳، آمده است.





شکل ۳-۷- مقایسه درصد حذف کدورت، UV_{254} و رنگ در دوز بهینه هر کدام از منعقدکننده‌ها
 براساس شکل ۳-۷، لجن به تنهایی و همراه با دیگر منعقدکننده‌ها می‌تواند موجب حذف کدورت و UV_{254}
 در مقادیر مشابه با سایر منعقدکننده‌ها شود. در حالی که لجن به تنهایی توانایی حذف رنگ را ندارد.

۳-۷- تعیین مقادیر TOC در دوزهای بهینه منعقدکننده‌ها

میزان TOC در نمونه‌های مختلف قبل و بعد (در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی تحت منعقدکننده-های مختلف) در جدول ۳-۴ آمده است.

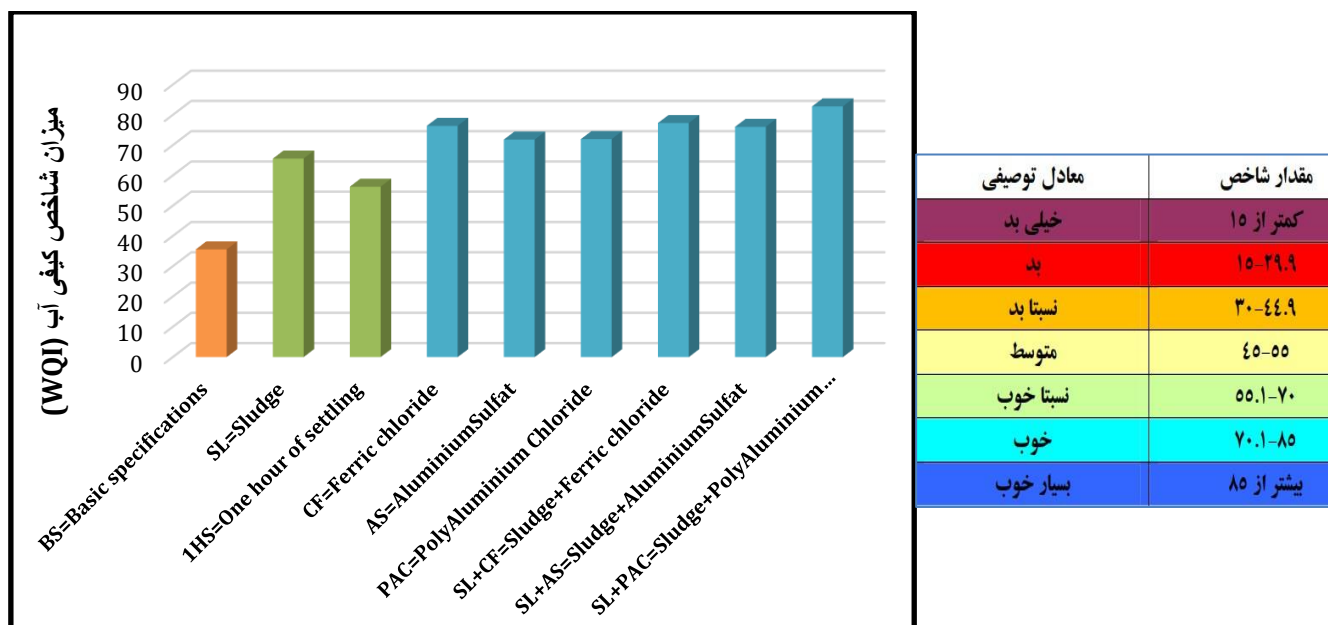
جدول ۳-۴- اثر فرآیندهای مختلف تصفیه در حذف TOC

نمونه	TOC	استاندارد محیط
پساب خام	۲/۷۸	<۵
بعد از یک ساعت ته‌نشینی	۲/۵۱	
لجن	۲/۲۶	
کلریدفریک	۲/۳۶	
آلومینیوم سولفات	۲/۱۵	
پلی آلومینیوم کلراید	۲/۴۴	
لجن + کلریدفریک	۲/۱۸	
لجن + آلومینیوم سولفات	۲/۵۵	
لجن + پلی آلومینیوم کلراید	۲/۴۴	

براساس جدول ۳-۴، مقادیر TOC قبل و پس از تصفیه توسط فیلتر شنی در حضور و عدم حضور منعقدکننده‌ها پایین‌تر از حد استاندارد محیطی بود. همچنین کمترین مقدار TOC به ترتیب مربوط به پساب حاصل خروجی در حضور منعقدکننده‌های آلومینیوم سولفات و ترکیب لجن با کلریدفریک بود.

۳-۸- مقایسه شاخص کیفی آب (WQI) در دوزهای بهینه منعقدکننده‌ها

مقدار شاخص کیفی آب در دوزهای بهینه منعقدکننده‌های مختلف در شکل ۳-۸ آمده است.

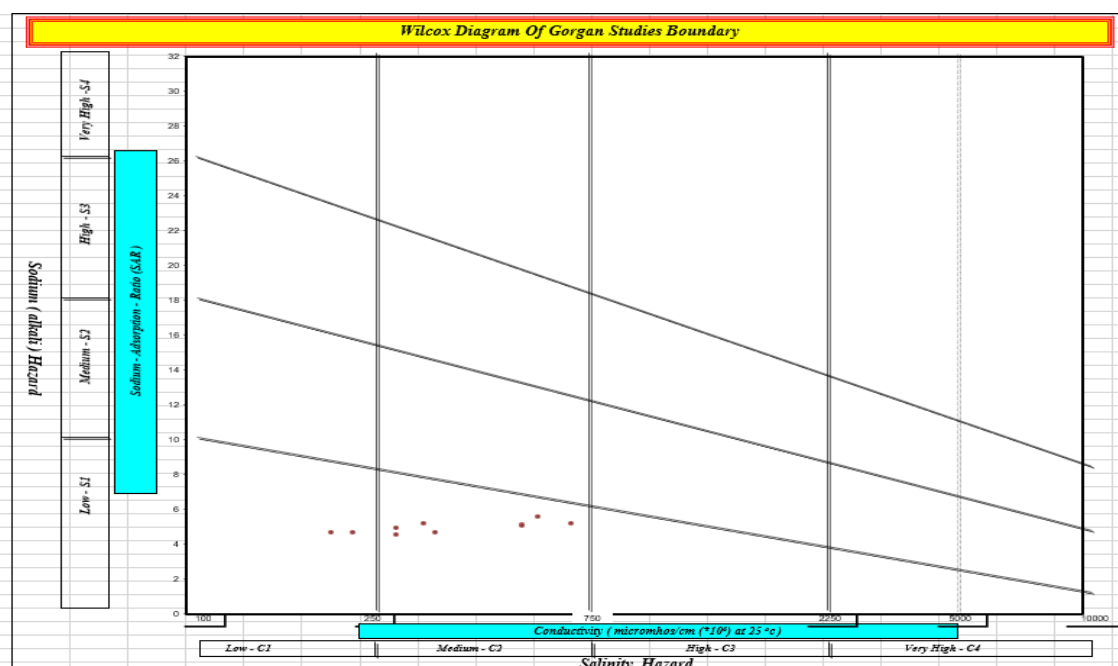


شکل ۳-۸- مقایسه شاخص کیفی آب در دوزهای بهینه منعقدکننده‌ها

براساس شکل ۳-۸، میزان شاخص کیفی آب در نمونه مشخصات اولیه نسبتاً بد، در نمونه لجن و بعد از یک ساعت ته نشینی نسبتاً خوب و در بقیه موارد خوب بود.

۳-۹- میزان شاخص Wilcox

مقدار شاخص Wilcox در شکل ۳-۹ آمده است.



شکل ۳-۹- میزان شاخص Wilcox

تحلیل نتایج شاخص Wilcox در جدول ۳-۵، آمده است.

جدول ۳-۵- تحلیل نتایج شاخص Wilcox

توضیحات SAR	خطر سدیمی	بازه SAR	کلاس SAR	توضیحات EC	خطر شوری	بازه EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	کلاس EC
بدون مشکل سدیمی	کم	۰ - ۱۰	S۱	مناسب برای همه خاک‌ها و همه محصولات	خیلی کم	۰ - ۲۵۰	C۱
بدون مشکل سدیمی	کم	۰ - ۱۰	S۱	مناسب برای بیشتر محصولات؛ نیاز به آبشویی متوسط	کم	۲۵۱ - ۷۵۰	C۲
بدون مشکل سدیمی	کم	۰ - ۱۰	S۱	مناسب فقط برای گیاهان مقاوم به شوری	متوسط	۷۵۱ - ۲۲۵۰	C۳
بدون مشکل سدیمی	کم	۰ - ۱۰	S۱	نیاز به زهکشی مناسب و محصولات مقاوم	زیاد	۲۲۵۱ - ۵۰۰۰	C۴
بدون مشکل سدیمی	کم	۰ - ۱۰	S۱	معمولاً نامناسب برای آبیاری	خیلی زیاد	> ۵۰۰۰	C۵

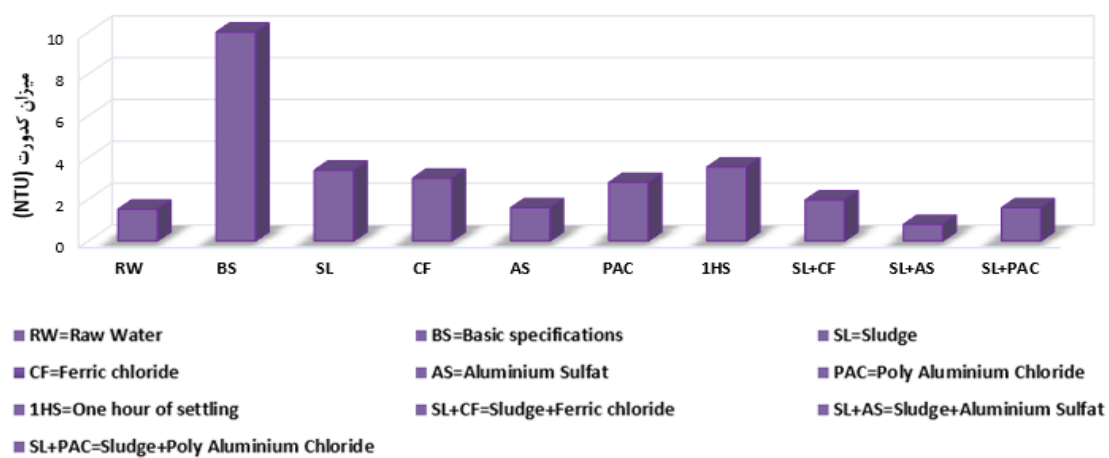
براساس جدول ۳-۵، تحلیل نهایی نمونه‌های این مطالعه به این صورت است: داده‌های این مطالعه در محدوده C2S1 قرار دارند → شوری کم و سدیم کم → آب دارای کیفیت خوب است و برای اکثر محصولات کشاورزی مناسب می‌باشد.

۳-۱۰- مقایسه مقادیر متغیرهای مختلف در نمونه آب خام ورودی به تصفیه‌خانه با نمونه آب تصفیه

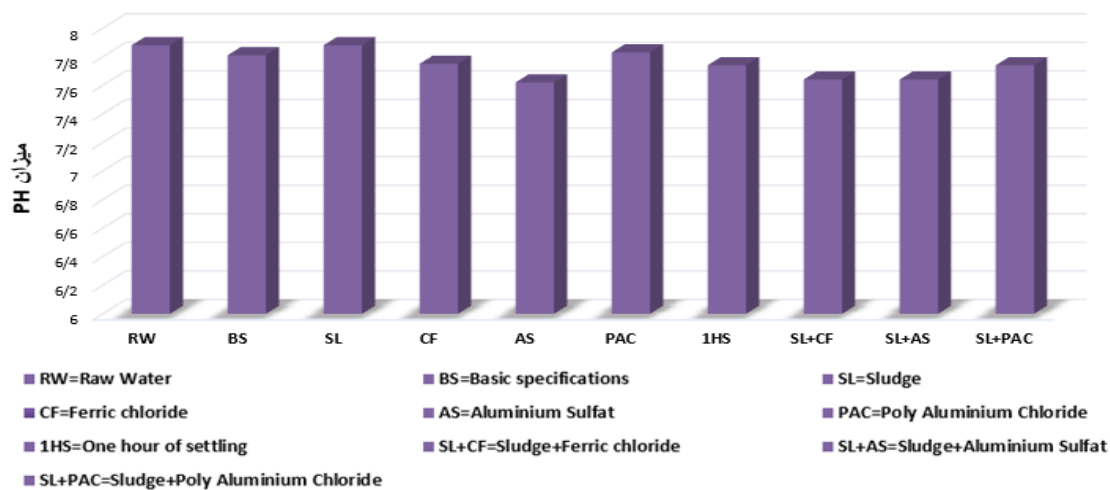
شده تحت منعقدکننده‌های بهینه

مقادیر متغیرهای کدورت، pH، BOD، COD، فسفات، نیتрат، هدایت، کلیفرم، اکسیژن محلول، سختی، کلسیم، منیزیم، سدیم، TOC و رنگ در نمونه آب خام ورودی به تصفیه‌خانه با نمونه آب تصفیه شده تحت منعقدکننده-های بهینه در شکل ۳-۱۰ آمده است.

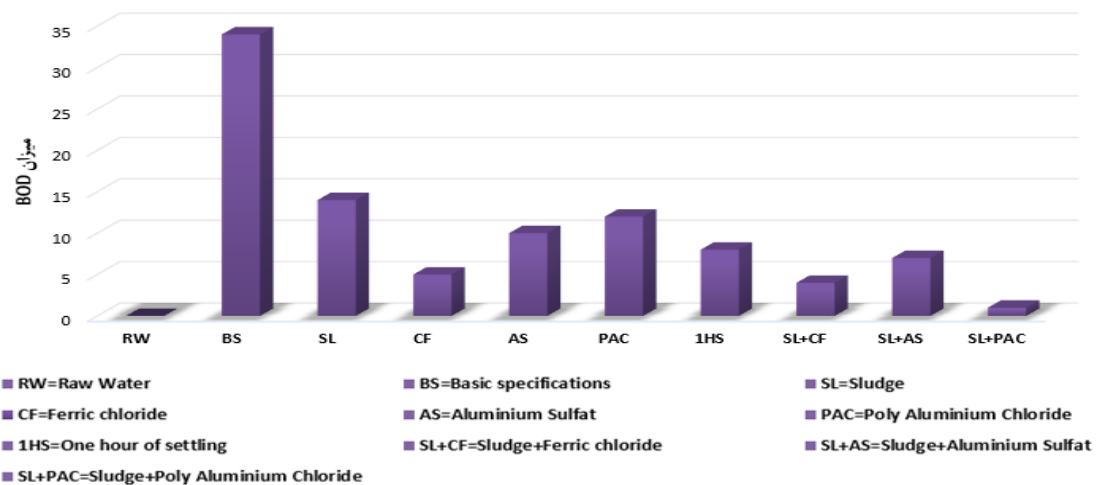
مقایسه کدورت نمونه ها با آب خام ورودی به تصفیه خانه

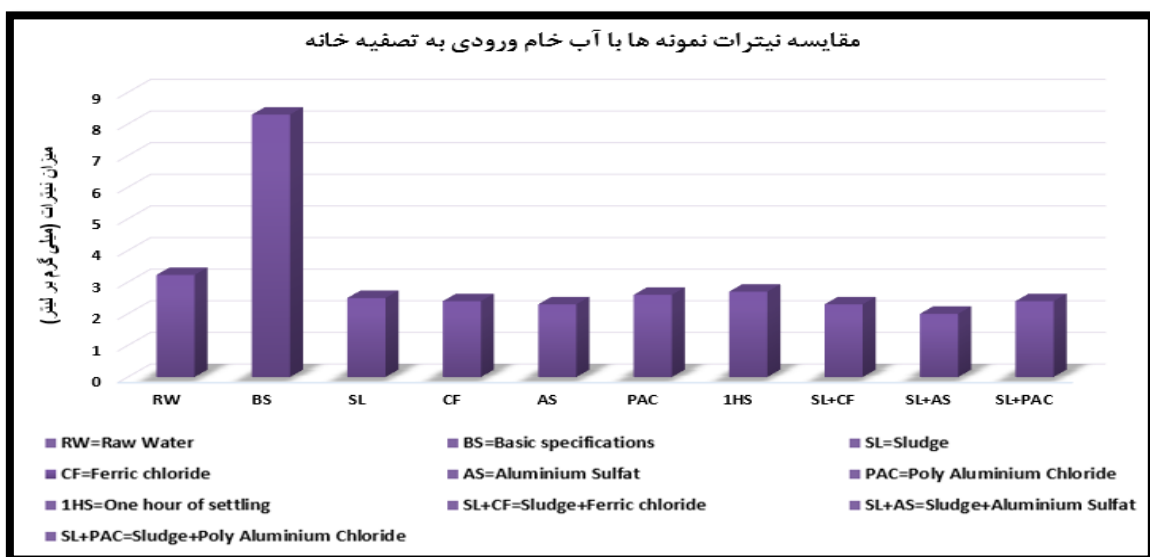
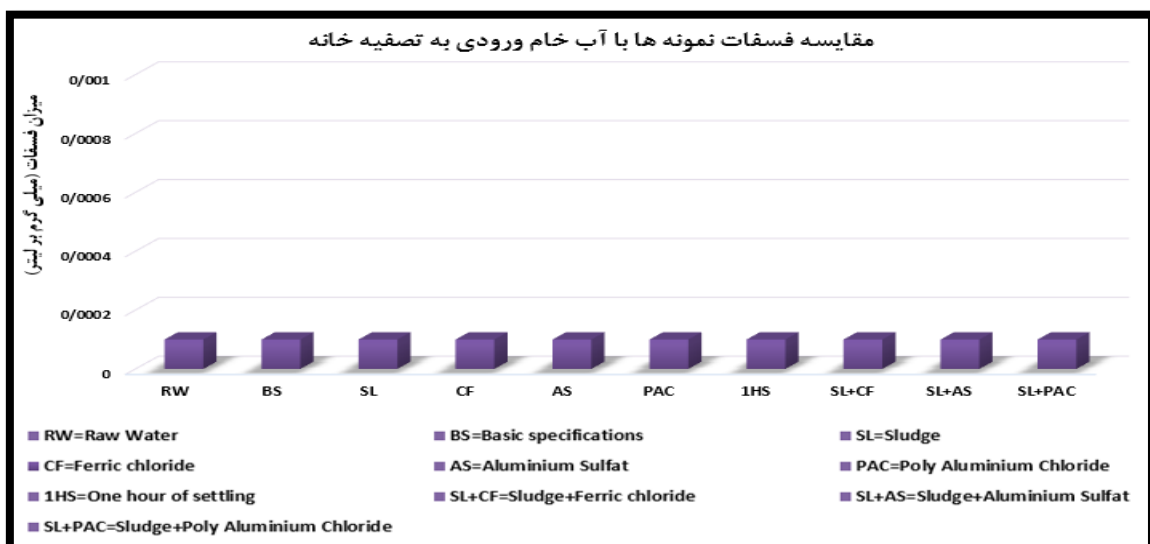
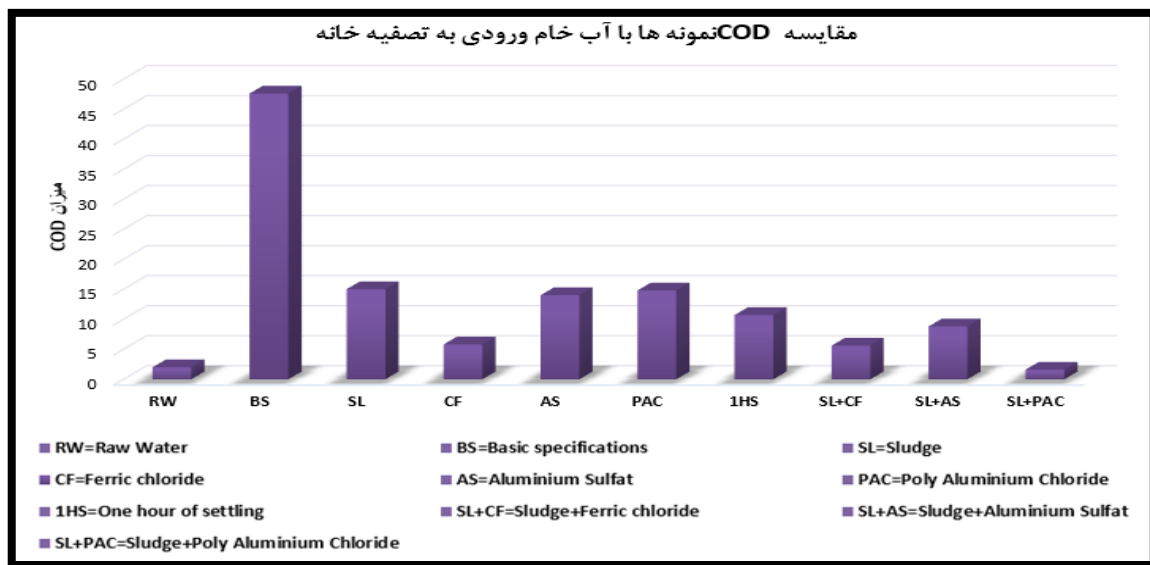


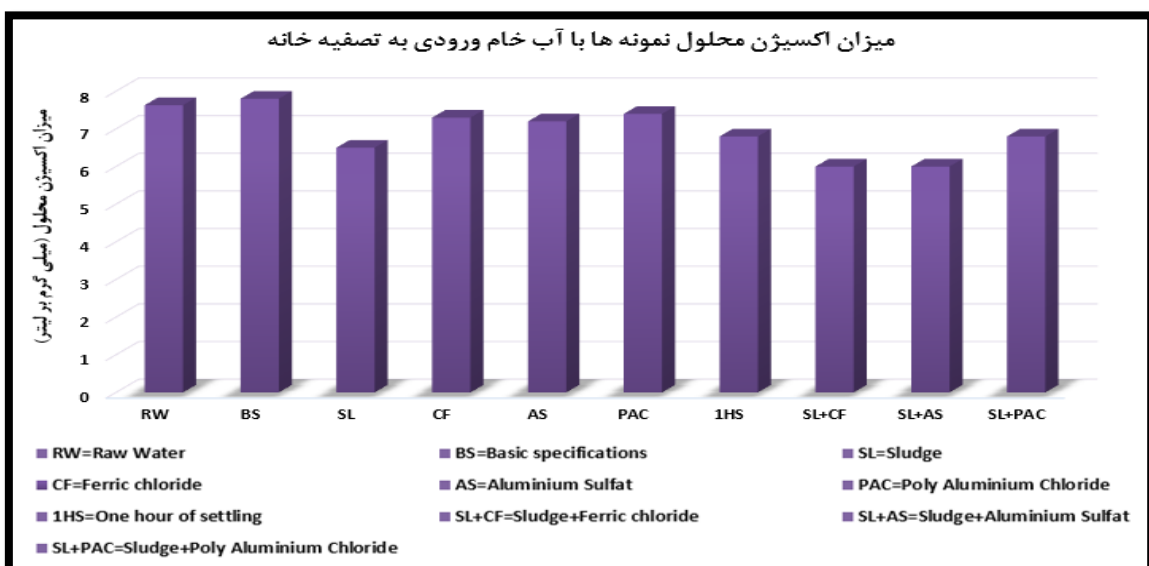
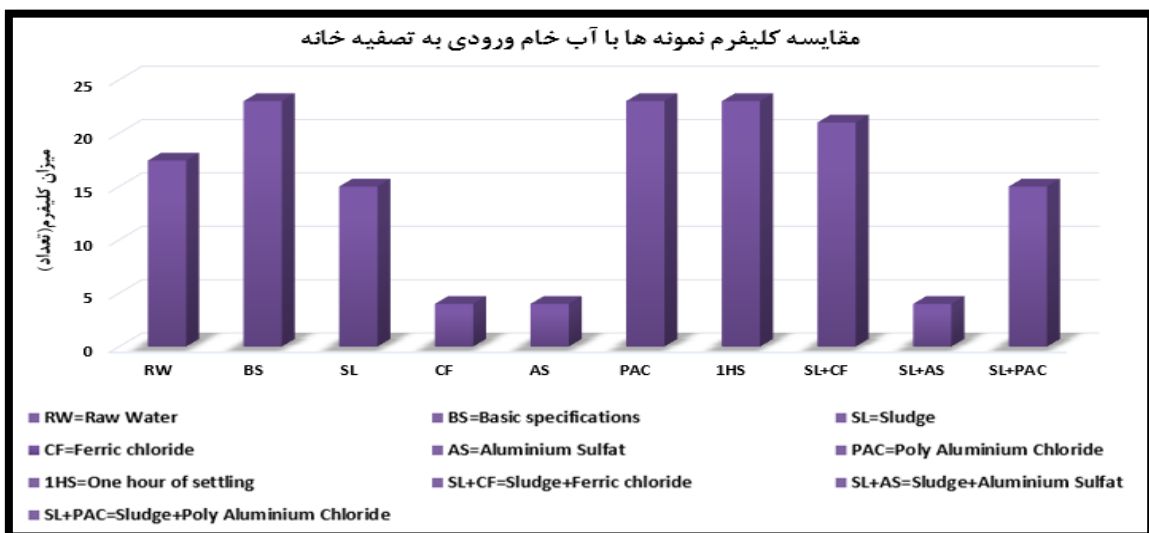
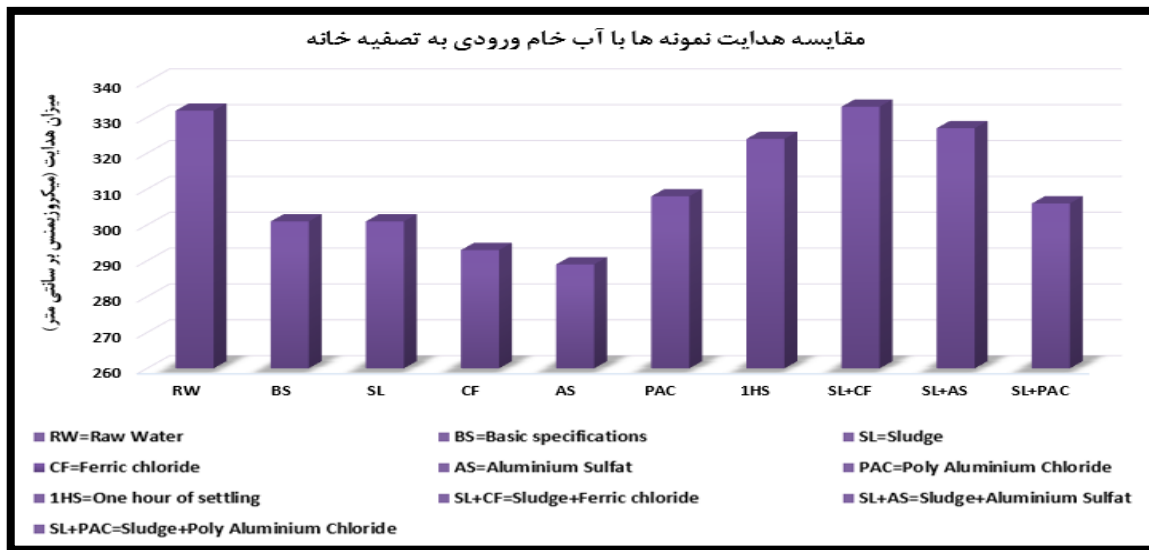
مقایسه PH نمونه ها با آب خام ورودی به تصفیه خانه

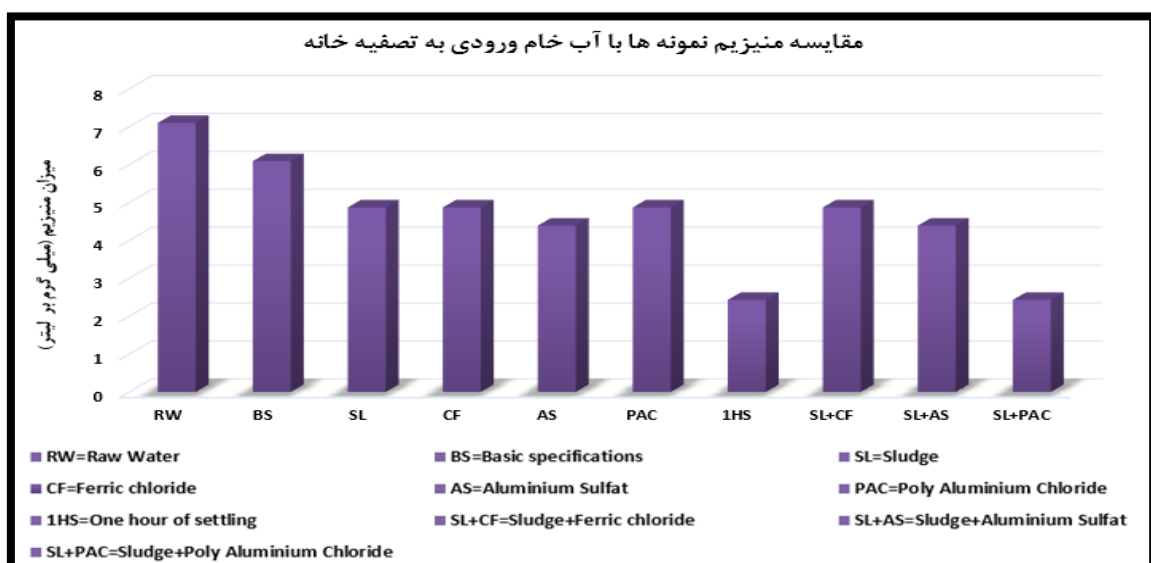
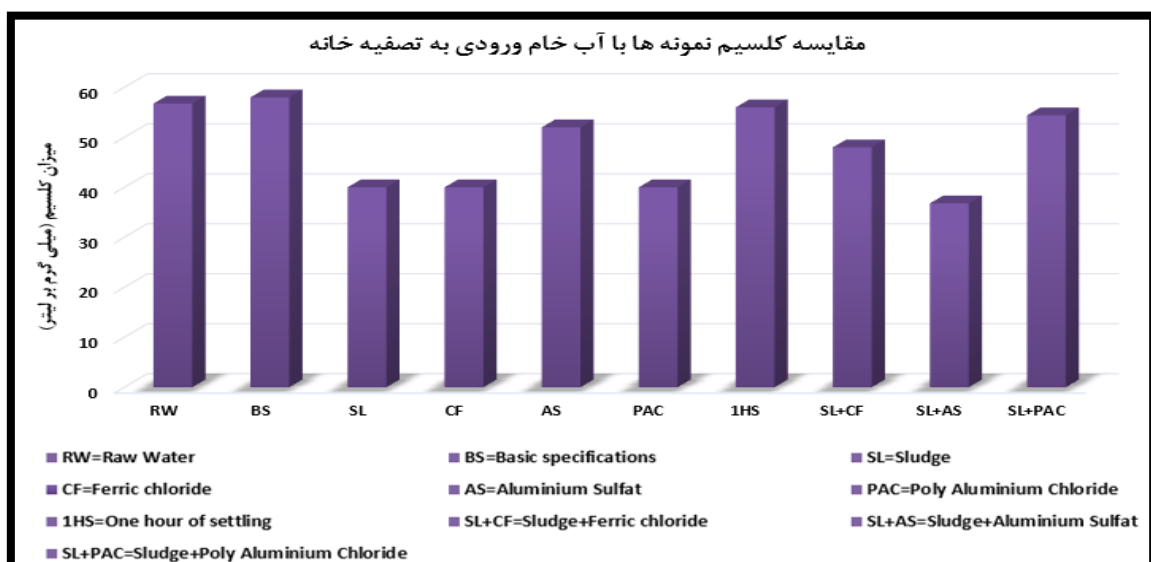
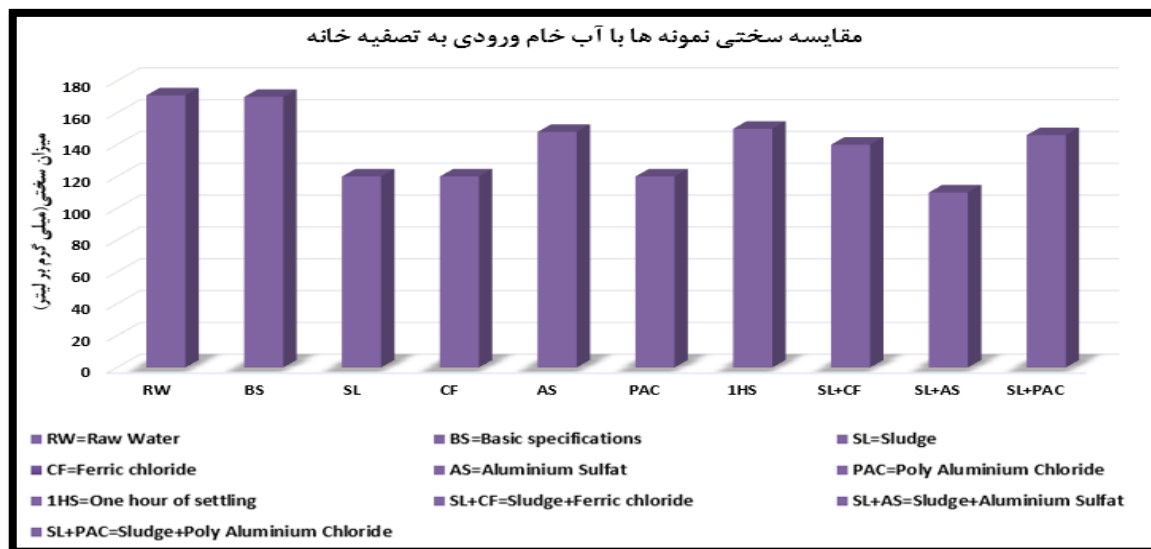


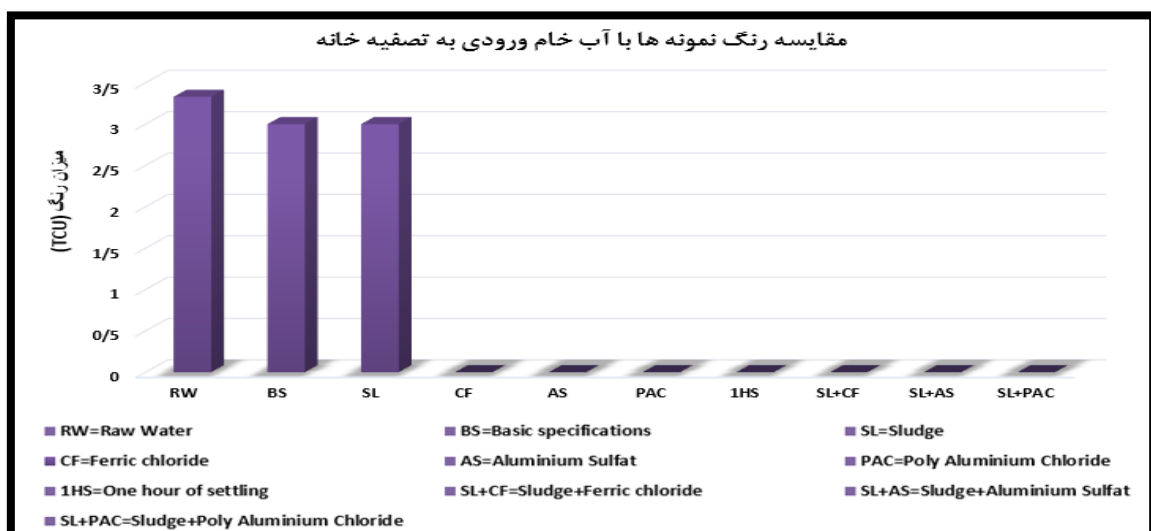
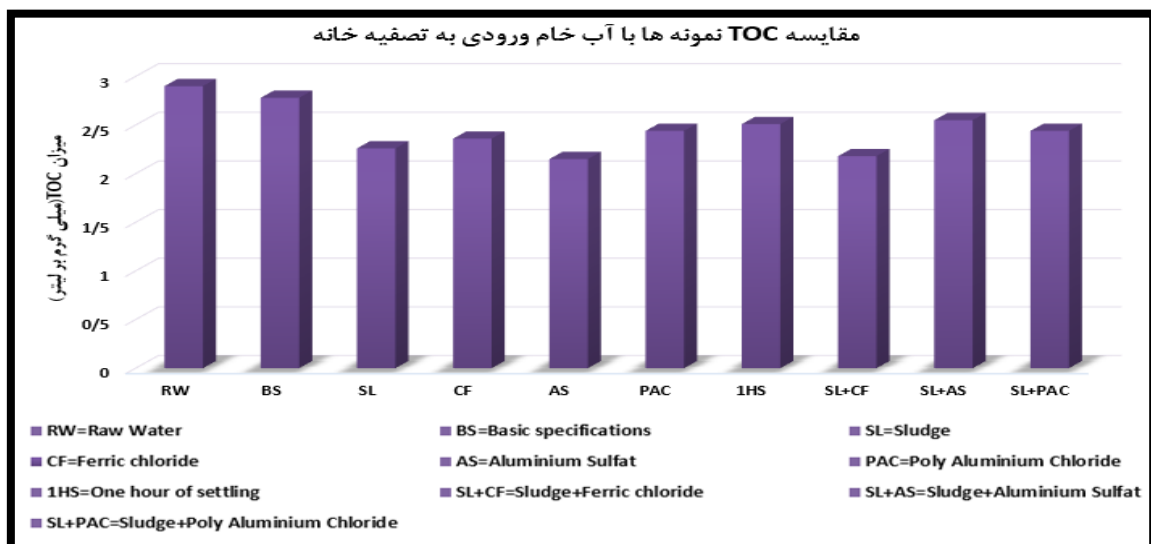
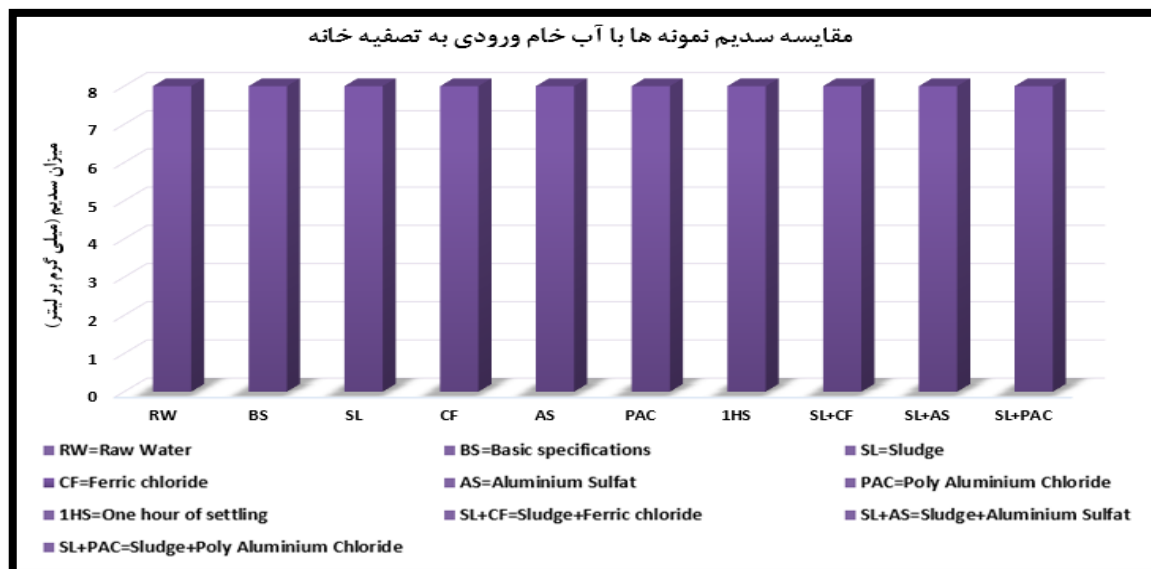
مقایسه BOD نمونه ها با آب خام ورودی به تصفیه خانه











شکل ۳-۱۰ - مقایسه مقادیر متغیرهای مختلف در نمونه آب خام ورودی به تصفیه‌خانه با نمونه آب تصفیه

شده تحت منعقد کننده‌های بهینه

براساس شکل ۳-۱۰، مقایسه نظام‌مند کیفیت آب خام ورودی به تصفیه‌خانه با پساب تصفیه شده توسط روش‌های مختلف انجام پذیرفت. نتایج به وضوح نشان می‌دهد که فرآیندهای تصفیه نه تنها توانسته‌اند کیفیت پساب خام را به‌طور چشمگیری بهبود بخشند، بلکه در بسیاری از پارامترها به سطوحی برتر از آب خام ورودی دست یافته‌اند. پارامترهای کلیدی آلاینده‌گی در پساب خام نسبت به آب ورودی افزایش چشمگیری داشتند. اما پس از تصفیه، روش ترکیبی لجن با آلومینیوم سولفات توانست کدورت را به ۰/۷۹ NTU کاهش دهد که حتی پایین‌تر از مقدار آب خام ورودی بود. نمونه آلومینیوم سولفات و روش‌های ترکیبی لجن با کلریدفریک و پلی‌آلومینیوم کلراید کاهش محسوسی در این پارامتر ایجاد کردند. همچنین ترکیب لجن با پلی‌آلومینیوم کلراید با رساندن COD به ۱/۶ mg/l و BOD به ۱ mg/l، بار آلی را تا سطحی نزدیک به آب ورودی بهبود بخشید. نیتрат نیز از ۸/۳ mg/l در پساب خام به محدوده ۲/۳ تا ۲/۷ mg/l در نمونه‌های تصفیه‌شده کاهش یافت که نزدیک به غلظت نیترات در آب خام ورودی است. مقادیر TOC و رنگ در نمونه‌های تصفیه شده نسبت به آب خام ورودی کاهش یافته‌اند. در مقابل پارامترهای پایه شامل pH، فسفات، سدیم، سختی، کلسیم و منیزیم در کلیه نمونه‌های تصفیه شده تغییر محسوسی نسبت به آب خام ورودی نشان ندادند و در محدوده مشابهی باقی ماندند.

۳-۱۱- غلظت فلزات و کلرومتان‌ها در بهینه‌ترین حالت (لجن- آلومینیوم سولفات)

غلظت فلزات و کلرومتان‌ها در بهینه‌ترین حالت (لجن- آلومینیوم سولفات) در جدول ۳-۶ آمده است.

جدول ۳-۶- غلظت فلزات و کلرومتان‌ها در بهینه‌ترین حالت

نمونه	نوع ماده	غلظت
	AL(mg/l)	۰/۰۷
	Ni(µg/l)	۱۰/۱
	Zn(µg/l)	۸۸
	Cu(µg/l)	۸/۱
	Cd(µg/l)	۱/۱۱
	Cr(µg/l)	۴۳/۱
	Mn(mg/l)	۰/۴

۰/۵	Fe(mg/l)	ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات
۱/۵۱	As(μg/l)	
۱/۵۶	Pb(μg/l)	
۰/۴	Se(μg/l)	
۱/۷	B(mg/l)	
۱۵/۱	کلروفرم (μg/l)	
۶/۳	برمودی کلرومتان (μg/l)	
۳/۱	دی برمو کلرومتان (μg/l)	
۸/۴	برموفرم (μg/l)	
۰/۴۸	Microcystin(μg/l)	

براساس جدول ۳-۶ میزان هر کدام از فلزات و کلرومتان‌ها و همچنین میکروسیستین در آب خروجی پس از تصفیه توسط فیلتر شنی، تحت فرآیند ترکیبی لجن با آلومینیوم سولفات مشخص شده است.

فصل چهارم:
بحث و
نتیجه گیری

۴-۱- مقدمه

در این فصل در مورد نتایج به دست آمده در فصل قبل و علت این نتایج بحث شده و دلایلی منطقی برای این نتایج با توجه به مطالعات پیشین آورده شده است.

۴-۲- تعیین ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب خام شستشوی فیلترهای شنی

بر اساس نتایج آنالیز پساب خام حاصل از شستشوی فیلترهای شنی در جدول ۳-۱، مقادیر کدورت (۱۰۲ NTU)، COD (۴۷/۶ mg/l)، BOD (۳۴ mg/l) و حضور کلیفرم کل (۲۳ mL ۱۰۰ MPN) نشان دهنده وجود غلظت قابل توجهی از مواد معلق، بار آلی و شاخص‌های میکروبی در این پساب است. در مقابل، پارامترهای یونی و هیدروشیمیایی از جمله هدایت الکتریکی، سختی کل، نیترات، فسفات و PH در محدوده قابل قبول استانداردهای ملی ایران و دستورالعمل‌های سازمان جهانی بهداشت برای مصارف کشاورزی و آب‌های سطحی قرار دارند. با این حال، همان گونه که در مطالعات پیشین نیز گزارش شده است، مناسب بودن ترکیب یونی به تنهایی معیار کافی برای قضاوت درباره قابلیت استفاده مجدد از منابع آبی نیست و ارزیابی همزمان شاخص‌های فیزیکی، شیمیایی و میکروبی ضروری می‌باشد (۱۷۸). نتایج مطالعات انجام شده بر روی پساب خام شستشوی فیلترهای شنی تصفیه‌خانه‌ها نیز نشان می‌دهد که علی‌رغم قرارگیری برخی پارامترها در محدوده استاندارد، افزایش کدورت، بار آلی و شاخص‌های میکروبی می‌تواند موجب بروز ریسک‌های بهداشتی و عملیاتی، به ویژه در صورت بازچرخانی مستقیم به ورودی تصفیه‌خانه آب شرب، گردد (۱۷۹). از منظر زیست محیطی، کدورت بالای پساب خام می‌تواند منجر به ته‌نشینی ذرات، انسداد سامانه‌های آبیاری، کاهش نفوذپذیری خاک و اختلال در شفافیت و فرآیندهای فتوسنتزی آب‌های سطحی شود. همچنین مقادیر نسبتاً بالای BOD و COD بیانگر پتانسیل کاهش اکسیژن محلول و ایجاد شرایط نامطلوب برای زیست آبزیان در صورت تخلیه مستقیم به محیط‌های آبی است (۱۸۰). علاوه بر این، حضور شاخص‌های میکروبی، هرچند در مقادیر متوسط، نشان می‌دهد که استفاده مستقیم این پساب در آبیاری کشاورزی یا فضای سبز می‌تواند با خطر انتقال عوامل بیماری‌زا همراه باشد. براساس دستورالعمل‌ها و استانداردهای بین‌المللی USEPA، WHO، FAO و اتحادیه اروپا، پساب‌هایی با این ویژگی‌ها بدون انجام فرآیندهای تصفیه تکمیلی شامل حذف ذرات معلق، کاهش بار آلی و گندزدایی، مجاز به استفاده مجدد، تخلیه به آب‌های سطحی یا بازگشت به تصفیه‌خانه آب شرب نمی‌باشند (۱۷۰).

۳-۴- ارزیابی عملکرد روش‌های مختلف تصفیه در بهبود کیفیت پساب شستشوی فیلترهای

شنی

با استناد به نتایج مندرج در جدول ۳-۲، کلیه فرآیندهای تصفیه، قادر به کاهش چشمگیر شاخص‌های آلاینده‌گی بوده و کیفیت پساب را تا سطح استانداردهای تخلیه به منابع آبی سطحی ارتقا داده‌اند. پارامترهای کدورت، BOD، COD و نیتрат در تمامی موارد نسبت به پساب خام کاهشی محسوس یافتند. در مقابل پارامترهای کیفی نظیر pH، فسفات، سختی کل، غلظت یون‌های کلسیم، منیزیم و سدیم در بین روش‌های مختلف تصفیه تغییرات اندکی داشته و در محدوده استاندارد باقی ماندند. در ارزیابی پارامتر کدورت که شاخصی کلیدی از ذرات معلق است، در تمامی نمونه‌های تصفیه شده به مقادیری کمتر از حد مجاز رسیده است؛ به‌طوریکه بیشترین راندمان حذف (۹۹/۲۲٪) مربوط به ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات بود که مقدار آن به ۰/۷۹ NTU کاهش یافت. این مقدار در مقایسه با سایر ترکیب‌ها برتری قابل توجهی را نشان می‌دهد. این عملکرد برتر آلومینیوم سولفات با ویژگی‌های شناخته شده آن، از جمله تشکیل لخته‌های پایدار و خنثی‌سازی موثر بار منفی کلوئیدها، کاملاً همخوانی دارد. مطالعات متعدد نیز این برتری را تایید می‌کنند؛ برای مثال رجاییان و همکاران گزارش کردند که انواع آلوم، کدورت آب‌های زیرزمینی سخت را به طور موثری کاهش می‌دهد (۱۸۱) در بررسی دیگری روی آب سطحی آلوده، سولفات آلومینیوم منجر به کاهش چشمگیر کدورت گردید و کیفیت آب را به استانداردهای آشامیدنی رساند (۱۸۲) همچنین در فاضلاب صنعتی حاوی سورفکتانت، آلوم راندمان بهتری نسبت به کلریدفریک نشان داد (۱۸۳).

در ارزیابی پارامترهای BOD و COD، در جدول ۳-۲، کاهش قابل توجه این شاخص‌ها را نسبت به پساب خام (۳۴ mg/l) نشان می‌دهد؛ به‌طوریکه کمترین مقدار (۱/۴ mg/l) در ترکیب لجن با پلی آلومینیوم کلراید حاصل شد که بیانگر برتری ترکیب‌های کمک منعقدکننده با PAC است. پلی آلومینیوم کلراید (PAC) در این پژوهش و مطالعات مرتبط، به عنوان یکی از کارآمدترین گزینه‌ها برای حذف BOD و COD ظاهر شد؛ زیرا به دلیل ساختار پلیمری پیش هیدرولیز شده، لخته‌های بزرگ‌تر، متراکم‌تر و پایدارتری تشکیل می‌دهد که جذب و جداسازی مواد آلی محلول و معلق را به طور موثرتری بهبود می‌دهد و لجن کمتری تولید می‌نماید (۱۸۴). این ویژگی باعث می‌شود PAC در فاضلاب‌های با بار آلی پیچیده راندمان بالاتری نسبت به سایر منعقدکننده‌ها داشته باشد. برای نمونه در بررسی مقایسه‌ای آلوم و PAC بر روی فاضلاب صنعت روغن‌کشی زیتون، PAC قادر به حذف ۸۸/۳٪ COD شد و نسبت BOD/COD را به‌طور قابل توجهی افزایش داد که نشان‌دهنده بهبود قابلیت تجزیه بیولوژیکی است (۱۸۵) علاوه بر این، استفاده از PAC همراه

لجن موجب بهبود بیشتر حذف BOD و COD شد. لجن به دلیل دارا بودن بیومس و پلیمرهای طبیعی، می‌تواند به عنوان کمک منعقدکننده عمل کرده و با ایجاد پدیده پل زنی، تشکیل لخته‌های بزرگ‌تر و پایدارتر را تسهیل نماید. مطالعات قبلی نشان داده اند که مکانیزم مشابهی در انواع لجن فاضلاب می‌تواند به بهبود حذف مواد آلی کمک کند (۱۸۶). در مقالات علمی، یافته‌های متناقضی در مورد عملکرد مقایسه‌ای منعقدکننده‌ها در حذف UV₂₅₄ گزارش شده است؛ به‌طوریکه در برخی پژوهش‌ها پلی‌آلومینیوم کلراید (PACl) عملکرد بهتری از خود نشان داده است (۱۸۴). اما در مطالعات دیگر، کلرید فریک در حذف UV₂₅₄ موثرتر بوده است (۱۸۷).

ثبات پارامترهای کیفی مانند سختی و کاتیون‌های اصلی شامل کلسیم، منیزیم و سدیم در خروجی تمام روش‌های تصفیه مورد بررسی نشان می‌دهد که فرآیند انعقاد شیمیایی همراه با فیلتراسیون تاثیر محسوسی بر غلظت این املاح محلول ندارد. این مشاهده کاملاً با مکانیسم شناخته شده عمل منعقد کننده‌ها سازگار است، که عمدتاً بر حذف ذرات کلوئیدی و معلق از طریق خنثی‌سازی بار سطحی و تشکیل فلوک متمرکز می‌باشد و بر غلظت یون‌های محلول تاثیر چندانی نمی‌گذارد (۱۳۷، ۱۴۲، ۱۵۳). از منظر علمی کاربردی، این پایداری در ترکیب یونی خروجی می‌تواند به عنوان یک مزیت برای ارزیابی‌های کیفی بعدی در نظر گرفته شود. به‌ویژه، ثبات نسبی سدیم به کلسیم و منیزیم که پارامتر کلیدی در محاسبه شاخص جذب سدیم (SAR) است، همراه با پارامتر هدایت الکتریکی (EC) امکان محاسبه دقیق‌تر شاخص‌های کیفیت آب برای مصارف کشاورزی مانند شاخص ویکاکس را فراهم می‌آورد (۱۶۷).

۴-۴- تعیین زمان بهینه تهنشینی در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی

تعیین زمان‌های بهینه تهنشینی برای به حداکثر رساندن کارایی فرآیندهای تصفیه فاضلاب، به ویژه در حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ بسیار مهم است. داده‌های ارائه شده در شکل ۳-۱ نشان می‌دهد که زمان‌های بهینه تهنشینی برای کدورت ۶۰ دقیقه، برای رنگ ۳۰ دقیقه و برای UV₂₅₄، ۶۰ دقیقه است که به ترتیب به میزان حذف ۹۶/۵۳٪، ۹۹/۹۹٪ و ۹۴/۲۷٪ دست می‌یابد. این یافته‌ها با مطالعات مختلفی که اهمیت زمان تهنشینی را در انعقاد-لخته‌سازی و سایر روش‌های تصفیه فیزیکو-شیمیایی نشان می‌دهند، همسو است، اگرچه زمان‌های بهینه خاص و راندمان حذف می‌توانند بر اساس نوع فاضلاب، منعقدکننده‌های مورد استفاده و طرح کلی تصفیه به طور قابل توجهی متفاوت باشند (۱۸۸، ۱۸۹).

برای حذف کدورت، زمان بهینه تهنشینی مشاهده شده ۶۰ دقیقه و راندمان حذف ۹۶/۵۳٪ با چندین تحقیق علمی سازگار است. برای مثال، مطالعات انجام شده روی تصفیه فاضلاب روغنی با استفاده از لخته‌سازهای ترکیبی، زمان تهنشینی بهینه ۶۰ دقیقه را نشان داد که منجر به نرخ حذف کدورت ۹۲/۶۹٪ شد (۱۹۰). به طور مشابه، تصفیه فاضلاب باگاس با کیتوزان، ۸۴٪ حذف کدورت را در زمان تهنشینی ۶۰ دقیقه‌ای به دست آورد (۱۹۱). تحقیقات دیگر روی تصفیه فاضلاب صنعتی با استفاده از کلرید فریک نیز زمان تهنشینی ۱ ساعت (۶۰ دقیقه) را به عنوان زمان بهینه برای دستیابی به حذف کدورت بالا، تا ۹۹/۵٪، شناسایی کردند (۱۹۲). با این حال، در منابع علمی یافته‌های ناهماهنگی نیز ارائه شده است، به طوری که زمان‌های بهینه تهنشینی از ۲ تا ۴ دقیقه برای فاضلاب‌های آرایشی تا ۳۰ دقیقه برای فاضلاب‌های صنعتی با استفاده از فرومغناطیس و حتی دوره‌های طولانی‌تر مانند ۹۰ دقیقه برای فاضلاب‌های خانگی تصفیه شده با منعقدکننده‌های طبیعی متغیر است (۱۹۳). این تغییرات تأکید می‌کنند که اگرچه ۶۰ دقیقه اغلب مؤثر است، اما زمان تهنشینی ایده‌آل برای کدورت بسیار وابسته به شرایط است.

در مورد حذف رنگ، زمان تهنشینی بهینه ۳۰ دقیقه، که منجر به حذف استثنایی ۹۹/۹۹٪ می‌باشد که توسط مطالعات متعدد پشتیبانی می‌شود. بسیاری از فرآیندهای انعقاد-لخته‌سازی، راندمان بهینه حذف رنگ را در یک دوره تهنشینی ۳۰ دقیقه‌ای گزارش می‌کنند. به عنوان مثال، تصفیه فاضلاب نساجی با کلرید فریک در ۳۰ دقیقه تهنشینی به حذف بهینه آلاینده‌ها، از جمله رنگ، دست یافت (۱۲۲). به طور مشابه، انعقاد با پلی آلومینیوم کلراید برای تصفیه فاضلاب بیودیزل نیز زمان تهنشینی بهینه ۳۰ دقیقه را برای حذف ۹۵٪ رنگ نشان داد (۱۹۴) و انعقاد آلوم در فاضلاب نساجی با زمان تهنشینی ۳۰ دقیقه‌ای به حذف ۹۴/۴۹٪ رنگ دست یافت (۱۹۵). برعکس، برخی مطالعات زمان‌های بهینه متفاوتی را نشان می‌دهند، مانند ۲۰ دقیقه برای فاضلاب رنگری با استفاده از لخته‌سازهای Mg-Sericite که به حذف بیش از ۹۵٪ رنگ دست یافتند (۱۹۶) یا ۶۰ دقیقه برای فرآیندهای الکتروکواگولاسیون که به حذف ۹۹/۸۶٪ رنگ دست یافتند (۱۹۷). راندمان حذف بالای گزارش شده در داده‌های این مطالعه در ۳۰ دقیقه قابل توجه است و نشان دهنده یک سیستم انعقاد-لخته‌سازی بسیار مؤثر است. برای حذف UV₂₅₄، زمان تهنشینی بهینه ۶۰ دقیقه، که منجر به حذف ۹۴/۲۷٪ می‌شود، تصویر پیچیده‌تری را ارائه می‌دهد. در حالی که برخی مطالعات در مورد فرآیندهای انعقاد/ته‌نشینی، حذف UV₂₅₄ را بررسی کرده‌اند، تأثیر مستقیم زمان تهنشینی بر این پارامتر به اندازه کدورت و رنگ برجسته نشده است. به عنوان مثال، یک مطالعه در مورد تصفیه پیشرفته پساب فاضلاب شهری نشان داد که زمان تهنشینی ۴۰ دقیقه‌ای در طول انعقاد/ته‌نشینی، حذف ۱۸/۲٪

UV₂₅₄ را به همراه دارد و گندزدایی دی‌اکسید کلر پس از آن، حذف را بیشتر افزایش می‌دهد (۱۹۸). سایر فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته، مانند ازن‌زنی یا UV/H₂O₂، اغلب به دلیل اثربخشی‌شان در کاهش UV₂₅₄ ذکر می‌شوند، که اغلب به نرخ حذف بالاتری دست می‌یابند (به عنوان مثال، حذف تا ۹۰٪ با O₂/UV/H₂O₂ یا ۸۸/۸٪ با کیتوزان و شناورسازی با هوای محلول گزارش شده است). اما این روش‌ها معمولاً شامل زمان واکنش به جای زمان ته‌نشینی گرانشی هستند (۲۴۶-۲۴۸). راندمان حذف نسبتاً پایین‌تر برای UV₂₅₄ (۹۴/۲۷٪) در مقایسه با کدورت و رنگ در زمان ته‌نشینی مشابه نشان می‌دهد که اگرچه ته‌نشینی به حذف ترکیبات جاذب UV کمک می‌کند، اما ممکن است مکانیسم اصلی برای حذف آن‌ها نباشد و سایر مراحل تصفیه ممکن است برای حذف جامع‌تر ضروری باشد.

۴-۵- تعیین غلظت موثر مواد منعقدکننده در میزان حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی

از شستشو فیلترهای شنی

بر اساس داده‌های جدول ۳-۳، دوزهای بهینه برای حذف موثر کدورت از پساب شستشوی فیلترهای شنی به شرح زیر تعیین شد: لجن (۱۰ میلی گرم در لیتر)، کلریدفریک (۳ میلی گرم در لیتر)، سولفات آلومینیوم (۲۰ میلی گرم در لیتر)، پلی آلومینیوم کلراید (۵ میلی گرم در لیتر)، برای ترکیبات لجن با کلریدفریک، لجن با آلومینیوم سولفات و لجن با پلی آلومینیوم کلراید، در هر سه مورد ۲۰ میلی گرم در لیتر ثبت گردید. کلرید فریک با دوز ۳ میلی گرم در لیتر و سولفات پلی آلومینیوم با دوز ۵ میلی گرم در لیتر در مقایسه با سایر مطالعات، غلظت‌های مورد استفاده کمتر و بهینه تری داشته و عملکرد موثری در حذف کدورت ارائه می‌دهند. به عنوان مثال، دوزهای کلرید فریک در مقالات اغلب از ۱۰ تا ۲۳ میلی گرم در لیتر برای کدورت متوسط (۱۳۴) تا صدها یا حتی هزاران میلی گرم در لیتر برای فاضلاب‌های صنعتی بسیار آلوده متغیر است (۱۸۳، ۱۹۹). به طور مشابه، کلرید پلی آلومینیوم (یک منعقدکننده پلی آلومینیوم مرتبط) با دوزهای بهینه ۱۲ تا ۴۰ میلی گرم در لیتر گزارش شده است (۱۳۴، ۲۰۰). با این حال، دوز بهینه ۲۰ میلی گرم در لیتر برای سولفات آلومینیوم در داده‌های این مطالعه با برخی یافته‌ها برای آب‌های با کدورت کم تا متوسط سازگار است، جایی که دوزهای ۱۰-۲۰ میلی گرم در لیتر مؤثر بوده‌اند (۶۹) و ۲/۲ میلی گرم Al/L (معادل تقریباً ۲۰ میلی گرم در لیتر آلوم) در مطالعه دیگری بهینه یافت شد (۱۳۵). استفاده از لجن به تنهایی با غلظت ۱۰ میلی گرم در لیتر برای حذف کدورت به عنوان منعقدکننده اولیه در چنین دوزهای پایینی کمتر

گزارش شده است. لجن فعال زائد (WAS) معمولاً به عنوان کمک منعقدکننده، اغلب در غلظت‌های بالاتر (به عنوان مثال، ۲۰۰ میلی گرم در لیتر) برای کاهش دوز منعقدکننده شیمیایی مورد نیاز استفاده می‌شود (۱۸۳). ترکیبات لجن با کلرید فریک، سولفات آلومینیوم و پلی آلومینیوم برای کلراید حذف کدورت، بالاتر از دوزهای بهینه جداگانه برای کلرید فریک و سولفات پلی آلومینیوم در داده‌های این مطالعه است که می‌تواند نشان‌دهنده اثر هم‌افزایی یا مکانیسم عمل متفاوت در صورت وجود لجن باشد، اگرچه مطالعات مقایسه‌ای مستقیم در این دوزهای ترکیبی پایین خاص به طور گسترده در منابع ارائه شده شرح داده نشده است.

از نظر حذف رنگ، داده‌های این مطالعه در جدول ۳-۳ نشان می‌دهد که لجن به‌تنهایی کارایی محدودی در حذف رنگ واقعی نشان داد، اما به همراه سایر منعقدکننده‌ها (کلریدفریک، سولفات آلومینیوم، پلی آلومینیوم کلراید) با دوز بسیار کم ۳ میلی گرم در لیتر، منجر به حذف کامل رنگ واقعی شد. این یافته تا حد زیادی با منابع علمی گسترده‌تر مغایرت دارد، که در آن معمولاً برای حذف قابل توجه رنگ، دوزهای منعقدکننده به طور قابل توجهی بالاتر مورد نیاز است. برای مثال، گزارش شده است که کلرید فریک با غلظت ۵۰۰ میلی گرم در لیتر (۱۸۷) و سولفات آلومینیوم با غلظت ۱۲۰۰ میلی گرم در لیتر برای حذف ۹۶٪ رنگ در فاضلاب کارخانه‌های خمیر و کاغذ به ۶۳٪ حذف رنگ دست یافته‌اند (۲۰۱). حتی منعقدکننده‌های طبیعی مانند دانه‌های مورینگا اولیفرا برای حذف مؤثر رنگ به دوزهای ۱۰۰ تا ۳۰۰ میلی گرم در لیتر نیاز دارند (۲۰۲).

در نهایت، برای حذف UV₂₅₄، دوزهای بهینه به ترتیب برای لجن (۱۰ میلی گرم در لیتر)، کلرید فریک (۳ میلی گرم در لیتر)، سولفات آلومینیوم (۳۰ میلی گرم در لیتر)، کلرید پلی آلومینیوم (۱۰ میلی گرم در لیتر)، ترکیبات لجن با کلرید فریک (۲۰ میلی گرم در لیتر)، لجن با آلومینیوم سولفات (۲۰ میلی گرم در لیتر) و لجن با پلی آلومینیوم کلراید (۳۰ میلی گرم در لیتر) ثبت گردید. لجن در غلظت ۱۰ میلی گرم در لیتر و کلرید فریک در غلظت ۳ میلی گرم در لیتر در مقایسه با منابع علمی، دوزهای کم و بهینه‌ای محسوب می‌شوند که با راندمان بالای حذف UV₂₅₄ همراه هستند. (۲۳۳). سولفات آلومینیوم با غلظت ۳۰ میلی گرم در لیتر برای حذف UV₂₅₄ با برخی از مقالات مطابقت بیشتری دارد، زیرا نشان داده شده است که ۳۰ میلی گرم در لیتر سولفات آلومینیوم غلظت پلی ساکارید را کاهش می‌دهد که با جذب UV₂₅₄ مرتبط است (۲۰۳). پلی آلومینیوم کلراید با غلظت ۱۰ میلی گرم در لیتر نیز در سطح پایین‌تری قرار دارد، به خصوص با توجه به اینکه در یک مطالعه مشخص شد که پلی آلومینیوم کلراید با غلظت ۵۰۰ میلی گرم در لیتر برای

حذف UV₂₅₄ بی‌اثر است (۱۸۷)، در حالی که مطالعه دیگری نشان داد که ۱/۲ میلی گرم آلومینیوم در لیتر از منعقدکننده‌های آلومینیوم پیش هیدرولیز شده برای کاهش جذب UV₂₅₄ مؤثر است (۱۳۵). نمونه‌های حاوی لجن ترکیبی برای حذف UV₂₅₄ (لجن با کلرید فریک با غلظت ۲۰ میلی گرم در لیتر، لجن با سولفات آلومینیوم با غلظت ۲۰ میلی گرم در لیتر و لجن با پلی آلومینیوم کلراید با غلظت ۳۰ میلی گرم در لیتر) دوزهای بالاتری از مواد منعقدکننده نسبت به نمونه‌های تکی خود (به جز سولفات آلومینیوم) نیاز دارند، که نشان می‌دهد وجود لجن می‌تواند اثرگذاری منعقدکننده‌ها را تغییر داده و نیاز به دوز بهینه متفاوتی ایجاد کند.

ارزیابی روند میزان حذف کدورت بر اساس دوز (شکل های ۳-۲) و مقایسه نهایی تغییر راندمان در دوزهای مختلف (شکل ۳-۳)، الگوهای مهمی را آشکار ساخت. در شکل های ۳-۲ مشاهده شد که رابطه بین دوز و راندمان برای مواد مختلف یکسان نبود، به‌طوری که برای لجن یک رابطه معکوس (کاهش راندمان پس از دوز ۱۰ میلی گرم در لیتر) و برای آلومینیوم سولفات و ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات یک روند افزایشی حاکم بود. این تفاوت‌ها به وضوح در شکل ۳-۳ منعکس شده بود، جایی که کلرید فریک با دوز بسیار پایین (۳ میلی گرم در لیتر) و راندمانی فراتر از ۹۹٪، بهترین عملکرد را نشان داد. همچنین، عملکرد برتر ترکیب لجن با مواد منعقدکننده نسبت به مواد منعقدکننده مستقل در دوزهای یکسان، قابل مشاهده بود. این رفتار نشان می‌دهد که لجن ممکن است به عنوان یک کمک منعقدکننده عمل کند یا اینکه غلظت بهینه برای خنثی‌سازی بار یا پل زدن در دوزهای پایین‌تر حاصل می‌شود، که فراتر از آن تثبیت مجدد یا سایر اثرات مهارری رخ می‌دهد. در حالی که لجن فعال زائد (WAS) به دلیل قابلیت‌های جذب و پتانسیل آن به عنوان یک کمک منعقدکننده شناخته شده است، که اغلب دوز منعقدکننده شیمیایی مورد نیاز را کاهش می‌دهد (۱۸۳)، استفاده مستقیم آن به عنوان یک منعقدکننده اولیه در چنین دوزهای پایینی با کاهش راندمان در دوزهای بالاتر به طور معمول در مقالات به تفصیل شرح داده نشده است. با این حال، مطالعات روی منعقدکننده‌های بازیابی شده از لجن تصفیه آب (WTS) نشان می‌دهد که WTS می‌تواند به طور مؤثر کدورت را حذف کند، و دوزهای بهینه بسته به روش بازیابی و ویژگی‌های آب متفاوت است (۱۹۲، ۱۴). برای مثال، لجن اسیدی‌شده کاهش کدورت قابل توجهی (۵۰ تا ۹۸٪) نشان داده است (۲۰۴). مکانیسم خاص لجن که به تنهایی به عنوان منعقدکننده اولیه عمل می‌کند و رابطه معکوسی بین دوز و راندمان فراتر از یک نقطه خاص وجود دارد، مستلزم بررسی بیشتر است.

دوز بهینه کلرید فریک به طور قابل توجهی کمتر از دوز معمول گزارش شده در بسیاری از مطالعات است. به عنوان مثال، دوزهای بهینه کلرید فریک برای حذف کدورت در فاضلاب‌های مختلف اغلب از ۱۰ میلی گرم در لیتر تا ۷۰ میلی گرم در لیتر متغیر است (۱۲۵، ۱۹۲، ۲۰۵، ۲۰۶). برخی مطالعات دوزهای بالاتری را گزارش می‌دهند، مانند ۸۰۰ میلی گرم در لیتر برای فاضلاب صنعت نفت (۲۰۷) یا ۲/۵ گرم در لیتر برای فاضلاب کارخانه برنج (۲۰۸). در حالی که برخی تحقیقات نشان می‌دهد که کلرید فریک می‌تواند به حذف کدورت بالایی دست یابد (به عنوان مثال، ۹۹/۷٪ با کوپلیمر آکریل آمید کاتیونی در ۳۰ ppm) (۲۰۹)، اثربخشی در ۳ میلی گرم در لیتر در داده‌های این مطالعه به طور قابل توجهی کارآمد است و نشان می‌دهد که ویژگی‌های خاص پساب شستشوی فیلتر شنی ممکن است به طور خاص در غلظت‌های بسیار پایین توسط کلرید فریک قابل انعقاد باشد.

برای پلی آلومینیوم کلراید با افزایش دوز، راندمان افزایش می‌یابد. این امر عموماً با رفتار منعقدکننده‌های پلی آلومینیوم سازگار است، جایی که افزایش دوز معمولاً حذف کدورت را تا یک نقطه بهینه افزایش می‌دهد (۱۴). نشان داده شده است که پلی آلومینیوم کلراید، یک منعقدکننده مرتبط، به حذف کدورت بالایی دست می‌یابد، با دوزهای بهینه از ۳۰ میلی گرم در لیتر برای فاضلاب با کدورت بالا (۲۱۰) تا ۴۰ میلی گرم در لیتر برای فاضلاب شهری (۲۰۰) متغیر است. برخی مطالعات حتی دوزهای ۵۰ میلی گرم در لیتر PAC همراه با دیاتومیت را گزارش می‌کنند که بیش از ۹۰٪ حذف کدورت را به دست می‌آورد، یا ۸۴۰ میلی گرم در لیتر برای فاضلاب کارخانه خمیر و کاغذ (۲۱۱). دوز ۵ میلی گرم در لیتر در داده‌های این مطالعه در انتهای پایین دوزهای بهینه گزارش شده برای منعقدکننده‌های پلی آلومینیوم قرار دارد، اما همچنان در محدوده‌ای است که بسته به کدورت اولیه و ماتریس آب می‌تواند مؤثر باشد.

سولفات آلومینیوم، افزایش راندمان حذف کدورت را با افزایش دوز منعقدکننده نشان داد. این روند به طور گسترده توسط مقالات علمی پشتیبانی می‌شود، جایی که دوز آلوم با حذف کدورت تا یک نقطه بهینه ارتباط مستقیم دارد (۶۹، ۲۱۲). دوزهای بهینه آلوم برای حذف کدورت متفاوت است، به طوری که برخی مطالعات ۵ میلی گرم در لیتر (۷۲)، ۱۰ میلی گرم در لیتر (۲۱۳)، ۷۰ میلی گرم در لیتر (۲۱۴) یا ۸۰ میلی گرم در لیتر (۱۲۵) را برای انواع مختلف فاضلاب و کدورت‌های اولیه گزارش کرده‌اند. دوز ۲۰ میلی گرم در لیتر به خوبی با محدوده پایین تا متوسط دوزهای مؤثر آلوم که در مطالعات مختلف برای دستیابی به حذف کدورت بالا یافت شده است، مطابقت دارد.

بر اساس داده‌های ارائه‌شده در شکل‌های ۳-۴، که روند تغییر میزان حذف UV₂₅₄ در دوزهای مختلف را نشان می‌دهند، عملکرد لجن در دوز ۱۰ میلی گرم در لیتر به اوج خود رسید و پس از آن کاهش یافت، در حالی که برای آلومینیوم سولفات، ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات و لجن با پلی آلومینیوم کلراید افزایش دوز همواره منجر به بهبود راندمان شد. همچنین بر اساس شکل ۳-۵، که مقایسه راندمان هر ماده در دوزهای مختلف را نمایش می‌دهد، ترکیب لجن با پلی آلومینیوم کلراید در دوز ۳۰ میلی گرم در لیتر به بیشترین حذف دست یافت، آلومینیوم سولفات در دوز ۳۰ میلی گرم در لیتر در رتبه بعدی قرار گرفت و لجن نیز در دوز ۱۰ میلی گرم در لیتر به بهترین عملکرد خود رسید. راندمان حذف UV₂₅₄، که شاخصی از مواد آلی طبیعی و پیش‌سازهای جانبی گندزدایی است، بسته به نوع و دوز منعقدکننده مورد استفاده، به طور قابل توجهی متفاوت است (۲۶۰، ۲۸۳).

یافته‌های سازگار در چندین مطالعه نشان می‌دهد که منعقدکننده‌های مبتنی بر آهن، مانند کلرید فریک، عموماً اثربخشی بالایی در حذف UV₂₅₄ نشان می‌دهند. به عنوان مثال، گزارش شده است که کلرید فریک به راندمان حذف UV₂₅₄ بالایی دست می‌یابد، به طوری که یک مطالعه به حذف ۹۵/۸٪ در یک فرآیند تصفیه ترکیبی اشاره کرده است (۲۱۵). به طور مشابه، ترکیبات پلی آلومینیوم، مانند کلرید فریک آلومینیوم پلیمری (PAFC)، نرخ حذف UV₂₅₄ بسیار خوبی را نشان داده‌اند و در کاربردهای خاص به ۹۸/۲٪ رسیده‌اند (۲۱۶). استفاده از لجن یا مواد مشتق شده از لجن به عنوان منعقدکننده یا جاذب نیز به طور مداوم در کاهش UV₂₅₄ نقش دارد، با راندمان حذف ۵۸/۵٪ برای جاذب‌های مبتنی بر لجن و اثربخشی لجن آلوم استفاده مجدد شده در حذف UV₂₅₄ (۲۸۷، ۲۸۸). با این حال، عملکرد بهینه و اثربخشی نسبی این منعقدکننده‌ها می‌تواند در مطالعات مختلف متناقض باشد، که عمدتاً به دلیل تغییرات در ویژگی‌های آب، فرمولاسیون‌های خاص منعقدکننده و شرایط آزمایشگاهی است. در حالی که برخی مطالعات نشان می‌دهند که کلرید فریک بسیار مؤثر است، برخی دیگر میزان حذف UV₂₅₄ پایین‌تری (مثلاً کمتر از ۳۰٪) را برای دوزهای خاصی از پلی آلومینیوم کلراید و پلی فریک سولفات در صورت استفاده به تنهایی گزارش می‌دهند (۱۳۶). این نشان می‌دهد که راندمان به شدت وابسته به دوز است و تحت تأثیر ترکیب آب قرار دارد.

بر اساس داده‌های ارائه شده در شکل ۳-۶ که راندمان حذف رنگ را در دوزهای مختلف نشان می‌دهد، مشاهده شد که لجن به تنهایی کارایی محدودی در حذف رنگ داشت. در مقابل، تمامی منعقدکننده‌های شیمیایی دیگر، اعم از تکی (کلرید فریک، آلومینیوم سولفات، پلی آلومینیوم کلراید) و ترکیبی آنها با لجن، در تمامی دوزهای مورد آزمایش به حذف کامل رنگ (۱۰۰٪) دست یافتند. اثربخشی این منعقدکننده‌ها

می‌تواند بسته به نوع، دوز و ویژگی‌های خاص آب مورد تصفیه، به طور قابل توجهی متفاوت باشد. یافته‌های سازگار در مطالعات متعدد، اثربخشی بالای منعقدکننده‌های نمک فلزی مانند کلرید فریک، سولفات آلومینیوم و ترکیبات پلی آلومینیوم را در دستیابی به حذف قابل توجه رنگ نشان می‌دهد. به عنوان مثال، گزارش شده است که کلرید فریک بیش از ۹۹/۵۰٪ حذف رنگ از فاضلاب‌های رنگ واکنشی را به دست می‌آورد (۲۱۷) و ۹۹/۶۵٪ از شیرابه محل دفن زباله را به دست می‌آورد (۲۱۸).

به طور مشابه، سولفات آلومینیوم راندمان بالایی را نشان داده است، به طوری که مطالعات، حذف رنگ ۹۹/۶٪ را در پساب‌های صنعت نساجی گزارش کرده‌اند (۲۱۹). و ۹۷/۴٪ را در پساب رختشوی‌خانه بیمارستان گزارش کرده‌اند (۲۱۹). ترکیبات پلی آلومینیوم، از جمله پلی آلومینیوم کلرید فریک و پلی آلومینیوم کلرید، نیز به طور مداوم قابلیت‌های حذف رنگ عالی را نشان می‌دهند و اغلب در کاربردهای مختلف به ۹۷ تا ۱۰۰٪ می‌رسند (۲۲۰، ۲۲۱).

با این حال، در مقالات، برخی تناقضات، به ویژه در مورد عملکرد لجن به عنوان یک منعقدکننده مستقل برای حذف رنگ، وجود دارد. در حالی که داده‌های ارائه شده نشان می‌دهد که لجن به تنهایی در دوزهای مختلف نتوانسته رنگ را حذف کند، چندین مقاله علمی نشان می‌دهند که پسماندهای تصفیه آب (لجن) در واقع می‌توانند در کاهش رنگ مؤثر باشند. به عنوان مثال، نشان داده شده است که پسماندهای تصفیه آب مبتنی بر آلومینیوم تا ۸۸٪ از محلول‌های رنگ دیسپرس را حذف می‌کنند (۲۲۲). به طور مشابه، لجن تصفیه آب، به ویژه لجن حاصل از انعقاد کلرید فریک، راندمان حذف رنگ عالی را برای رنگ‌های بازی، دیسپرس و مستقیم نشان داده است (۲۲۳).

لجن کلرید فریک و لجن کلرید پلی آلومینیوم نیز به طور مؤثر رنگ ۱۱۹ Acid Red را حذف می‌کنند و راندمان آنها با دوز منعقدکننده افزایش می‌یابد (۲۲۴). این اختلاف نشان می‌دهد که اثربخشی لجن به عنوان یک منعقدکننده به شدت به منشأ، ترکیب، نوع رنگ‌دهنده و شرایط خاص آزمایش، از جمله pH و دوز، وابسته است که ممکن است در سناریویی که در حذف رنگ، بهینه نبوده باشد. علاوه بر این، در حالی که داده‌های ارائه شده نشان‌دهنده حذف ۱۰۰٪ رنگ برای کلرید فریک، سولفات آلومینیوم و سولفات پلی آلومینیوم است، برخی مطالعات راندمان کمی پایین‌تر، هرچند هنوز بالا، را گزارش می‌کنند. به عنوان مثال، کلرید فریک در یک مطالعه ۸۱٪ حذف رنگ را به دست آورد (۲۲۵) و در مطالعه دیگری ۶۳٪ (۱۸۷)، در حالی که سولفات آلومینیوم ۸۱٪ حذف رنگ را در تصفیه فاضلاب نساجی نشان داد (۲۲۶). در برخی موارد، سولفات آلومینیوم حتی در کاهش رنگ برای فاضلاب کک‌سازی تصفیه‌شده بیولوژیکی ناکارآمد بود، و رنگ

پساب از حد مجاز فراتر می‌رفت (۲۲۷). این تغییرات تأکید می‌کنند که دستیابی به حذف کامل رنگ اغلب به بهینه‌سازی پارامترهای خاص مانند دوز منعقدکننده، pH و ماهیت فاضلاب بستگی دارد و حذف ۱۰۰٪ جهانی در همه شرایط همیشه در عمل مشاهده نمی‌شود.

۴-۶- فرآیند ترکیبی انعقاد با لجن ته‌نشینی و مواد منعقدکننده

۴-۶-۱- مقایسه کارایی فرآیند ترکیبی در حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ و مقایسه با فرآیند تکی

بررسی نتایج حاصل از آزمایش جار در دوزهای بهینه (شکل ۳-۷) نشان می‌دهد که لجن واحد ته‌نشینی، چه به عنوان یک ماده مستقل و چه در ترکیب با منعقدکننده‌های شیمیایی، کارایی قابل قبولی در حذف کدورت و UV₂₅₄ از خود نشان می‌دهد. اما در حذف پارامتر رنگ به تنهایی عملکرد ضعیفی دارد. فرآیند انعقاد ترکیبی که لجن رسوب‌گذاری را به عنوان کمک منعقدکننده با منعقدکننده‌های اولیه ادغام می‌کند، در حذف کدورت نسبت به روش‌های انعقاد تکی برتری قابل توجهی نشان می‌دهد و اغلب کاهش‌هایی بیش از ۹۰ درصد در مقایسه با ۱۰-۱۵ درصد با کلرید فریک به‌تنهایی به دست می‌آورد (۱۰۱، ۲۲۸). در مطالعات تصفیه آب سطحی، رویکرد هیبریدی تشکیل و ته‌نشینی لخته‌ها را بهبود بخشیده و به کاهش کدورت تا ۹۵ درصد منجر می‌شود که به نقش لجن در پل‌زنی و گیراندازی نسبت داده می‌شود، قابلیت‌هایی که در فرآیندهای تکی وجود ندارد. برای حذف رنگ، سیستم‌های ترکیبی کارایی ۶۲-۹۰ درصدی را ارائه می‌دهند که از ۵۰-۶۰ درصد معمول منعقدکننده‌های تکی فراتر می‌رود، با بهره‌گیری از مکانیسم‌های هم‌افزای جذب و رسوب برای هدف‌گیری مؤثرتر ترکیبات کروموفوریک آلی. این مزیت نسبی به‌ویژه در پساب‌های با مواد آلی طبیعی (NOM) بالا برجسته است، جایی که لجن به کاهش کسرهای مقاوم که از تصفیه معمولی فرار می‌کنند، کمک می‌کند (۲۲۹، ۲۳۰).

در مورد جذب UV₂₅₄، که شاخصی برای مواد آلی آروماتیک است، فرآیندهای ترکیبی به‌طور مداوم از فرآیندهای تکی پیشی می‌گیرند و نرخ‌های حذف ۷۱-۹۱ درصد را در مقابل ۳۵-۷۳ درصد برای انعقاد تکی به دست می‌آورند. ادغام با تکنیک‌هایی مانند پیش‌اوزوناسیون یا اولتراسوند این میزان را به ۷۵-۹۵ درصد افزایش می‌دهد، همان‌طور که در سیستم‌های هیبریدی دیده می‌شود که رسوب‌گذاری غشا را کاهش داده و تخریب کلی مواد آلی را فراتر از آزمایش‌های جار ساده بهبود می‌بخشند (۲۳۱). تجزیه و تحلیل‌های تطبیقی نشان می‌دهند که در حالی که نمک‌های فریک یا آلومینیوم به‌تنهایی کاهش‌های پایه‌ای ارائه می‌دهند، نوع کمک‌شده با لجن، دوز منعقدکننده‌ها را به حداقل رسانده و در عین حال تضعیف UV₂₅₄ را

به حداکثر می‌رساند، بنابراین کیفیت پساب را بهبود بخشیده و پتانسیل تشکیل محصولات جانبی گندزدایی را کاهش می‌دهد. این کارایی‌ها در ماتریس‌های مختلف آب تأیید شده و استحکام فرآیند ترکیبی را نشان می‌دهند (۲۳۲).

در ارزیابی‌های جامع، چارچوب انعقاد-لخته‌سازی ترکیبی، به‌ویژه هنگامی که با اولترافیلتراسیون همراه می‌شود، کارایی حذف NOM را ۱.۵ برابر بیشتر از فرآیندهای تکی به دست می‌آورد، با معیارهای کدورت، رنگ و UV₂₅₄ که از تولید لجن کمتر و هزینه‌های عملیاتی کاهش‌یافته بهره‌مند می‌شوند (۲۳۳). به‌عنوان مثال، در تصفیه فاضلاب، روش‌های هیبریدی تا ۹۹ درصد کدورت و ۹۰ درصد رنگ را حذف می‌کنند، در مقابل ۸۵-۹۰ درصد برای رویکردهای تکی، به‌دلیل ویژگی‌های بهینه‌شده لخته‌ها. این مقایسه‌ها بر برتری فرآیند ترکیبی در رسیدگی به آلاینده‌های چندوجهی تأکید دارند و با اهداف تصفیه پایدار از طریق بهبود حذف بدون افزایش متناسب ورودی‌های شیمیایی هم‌راستا هستند. در نهایت، داده‌های تجربی تأیید می‌کنند که اثرات هم‌افزایی در سیستم‌های ترکیبی، بهبودهای قابل‌توجهی نسبت به انعقاد تکی ارائه می‌دهند (۲۰۱).

۷-۴- تعیین مقادیر TOC در دوزهای بهینه منعقدکننده‌ها

بر اساس داده‌های جدول ۳-۴، مقادیر TOC پساب شستشوی فیلتر شنی، چه در حضور و یا عدم حضور منعقدکننده‌ها، پایین‌تر از حد مجاز استاندارد محیط زیستی بود. کمترین مقدار TOC نیز به ترتیب مربوط به منعقدکننده آلومینیوم سولفات و فرآیند ترکیبی لجن با کلرید فریک بود. اثربخشی کلی انعقاد-لخته‌سازی در کاهش TOC در متون علمی به خوبی اثبات شده است (۲۳۴-۲۳۶). این فرآیند، مواد آلی طبیعی را که بخش قابل توجهی از TOC را تشکیل می‌دهند، از طریق مکانیسم‌هایی مانند خنثی‌سازی بار، جذب و لخته‌سازی جاروبی هدف قرار می‌دهد (۹۲، ۲۳۷). فیلتراسیون شنی بعدی با حذف فیزیکی لخته‌های باقیمانده و مواد آلی ذره‌ای، به حذف TOC کمک بیشتری می‌کند. فیلترهای شنی فعال بیولوژیکی همچنین می‌توانند بخشی از کربن آلی محلول، به ویژه بخش زیست‌تخریب‌پذیر را تجزیه کنند و در نتیجه کاهش کلی TOC را افزایش دهند (۳۲۱، ۳۲۲). شاهده اینکه همه نمونه‌های تصفیه شده استانداردهای زیست‌محیطی برای TOC را رعایت کرده‌اند، با ماهیت قوی انعقاد-لخته‌سازی و به دنبال آن فیلتراسیون به عنوان یک مرحله تصفیه آب سازگار است.

در این مطالعه سولفات آلومینیوم بین تمامی منعقدکننده‌ها عملکرد برجسته‌ای در کاهش TOC نشان داد و به طور موثر بخش عمده‌ای از مواد آلی محلول را حذف کرد (۱۷۲, ۳۲۳, ۳۲۴). با این حال، این یافته در مقایسه با برخی مطالعات دیگر تفاوت‌هایی دارد، زیرا منعقدکننده‌های مبتنی بر آهن، مانند کلرید فریک، اغلب در حذف بخش‌های خاصی از NOM، عملکرد بالاتری دارند (۱۰۹, ۲۵۹, ۲۶۱). به عنوان مثال، گزارش شده است که کلرید فریک در حذف ساختارهای مزدوج، محتویات باند غیراشباع، مواد آلی با وزن مولکولی کمتر و مواد آبدوست مؤثرتر است (۲۳۸). برعکس، برخی تحقیقات نشان می‌دهند که سولفات آلومینیوم می‌تواند بسته به ماتریس خاص آب و آلاینده‌های هدف، کارآمدتر یا قابل مقایسه باشد (۱۷۲, ۱۹۵). بنابراین، عملکرد برتر مشاهده شده سولفات آلومینیوم در این مطالعه، که منجر به کمترین TOC می‌شود، می‌تواند به ویژگی‌های خاص ماده آلی موجود در منبع آب نسبت داده شود، که ممکن است با انعقاد مبتنی بر آلومینیوم، بیشتر قابل حذف بوده باشد.

در نتایج این مطالعه، عملکرد قوی ترکیب لجن با کلریدفریک در دستیابی به مقادیر TOC پایین نیز قابل توجه است. در حالی که خود لجن یک محصول جانبی است، برخی مطالعات نشان داده‌اند که لجن فعال زائد می‌تواند به عنوان یک کمک منعقدکننده عمل کند و به طور بالقوه دوز مورد نیاز منعقدکننده‌های اولیه را کاهش داده یا عملکرد آنها را افزایش دهد (۱۸۳). در برخی زمینه‌ها، لجن حتی به دلیل خواص انعقاد مستقیم آن مورد بررسی قرار گرفته است (۲۲۳). در این ترکیب، کلرید فریک با توجه به اثربخشی آن حذف کلرید فریک را افزایش دهد (۷۱).

دلایل این نتایج از خواص شیمیایی متمایز و شرایط عملیاتی بهینه هر منعقدکننده ناشی می‌شود. نمک‌های آلومینیوم و آهن، مواد آلی را از طریق ترکیبی از خنثی‌سازی بار کلوئیدهای با بار منفی و ترکیب ناخالصی‌ها در رسوبات هیدروکسید فلز آمورف (لخته‌سازی جارویی) حذف می‌کنند (۹۲). اثربخشی این مکانیسم‌ها به عواملی مانند pH، دوز منعقدکننده و ترکیب خاص ماده آلی طبیعی (به عنوان مثال، وزن مولکولی، آبگریزی) (۲۳۸-۲۴۰). بسیار وابسته است. سپس فیلتر شنی به عنوان یک مرحله حیاتی پس از انعقاد عمل می‌کند و حذف هرگونه جامدات معلق باقی مانده را تضمین می‌کند و به غلظت نهایی پایین TOC مشاهده شده در پساب کمک می‌کند. این واقعیت که همه نمونه‌های تصفیه شده با استانداردهای زیست‌محیطی مطابقت داشتند، اثربخشی استراتژی‌های تصفیه انتخاب شده را تحت شرایط خاص مطالعه برجسته می‌کند.

۸-۴- مقایسه شاخص کیفی آب در دوزهای بهینه منعقدکننده‌ها

بر اساس داده‌های شکل ۳-۸، شاخص کیفی آب در پساب خام شستشوی فیلتر شنی «نسبتاً بد»، نمونه‌های لجن و پساب خام بعد از یک ساعت ته نشینی در رده «خوب» و نمونه‌های کلریدفریک، سولفات آلومینیوم، پلی آلومینیوم کلراید، فرآیندهای ترکیبی لجن با کلریدفریک، پلی آلومینیوم کلراید و آلومینیوم سولفات در رده «نسبتاً خوب» ارزیابی گردید. بهبود کلی در شاخص کیفیت آب پس از انعقاد، با مطالعات علمی گسترده‌ای که اثربخشی منعقدکننده‌ها در تصفیه آب را نشان می‌دهند، همسو است. فرآیندهای انعقاد-لخته‌سازی برای حذف کدورت، مواد جامد معلق و مواد آلی که از عوامل کلیدی کیفیت پایین آب و نمرات پایین WQI هستند، به خوبی تثبیت شده‌اند (۶۹، ۲۰۰، ۲۴۱). به عنوان مثال، مطالعات نشان داده‌اند که منعقدکننده‌هایی مانند سولفات آلومینیوم و کلرید فریک می‌توانند به راندمان حذف کدورت بالایی دست یابند، که اغلب در شرایط بهینه بیش از ۹۰٪ است (۶۹). تغییر مشاهده شده از WQI "نسبتاً بد" به "نسبتاً خوب" یا "خوب" پس از تصفیه، با هدف اصلی انعقاد سازگار است: جمع کردن ذرات کوچک در لخته‌های بزرگتر که به راحتی قابل حذف هستند و در نتیجه افزایش کیفیت کلی آب (۲۴۲).

گنجاندن لجن، چه به تنهایی و چه در ترکیب با کلرید فریک و سولفات آلومینیوم، به مقادیر WQI «نسبتاً خوب» نیز کمک کرد. این یافته با مطالعاتی که نشان می‌دهند لجن فعال زائد یا لجن برگشتی می‌تواند به عنوان یک کمک منعقدکننده عمل کند، سازگار است. لجن می‌تواند با فراهم کردن سطح اضافی برای جذب و افزایش تشکیل لخته، فرآیند انعقاد-لخته‌سازی را افزایش دهد، که به طور بالقوه دوز مورد نیاز منعقدکننده‌های شیمیایی را کاهش داده و راندمان حذف کدورت و سایر آلاینده‌ها را بهبود می‌بخشد (۱۸۳، ۲۴۳).

در حالی که نتایج به طور کلی با اثربخشی تثبیت شده این منعقدکننده‌ها همسو است، مقایسه مستقیم مقادیر خاص WQI در مطالعات مختلف به دلیل تغییرات در ویژگی‌های آب خام، روش محاسبه WQI و پارامترهای خاص موجود در شاخص، چالش برانگیز است. اطلاعات ارائه شده ترکیب دقیق «لجن» مورد استفاده را شرح نمی‌دهد، که می‌تواند بر عملکرد و مقایسه آن با سایر مطالعات روی لجن به عنوان یک کمک منعقدکننده تأثیر بگذارد. علاوه بر این، عملکرد بهینه منعقدکننده به شدت به عواملی مانند pH، دوز منعقدکننده و کدورت اولیه آب وابسته است که به طور صریح برای همه شرایط در خلاصه ارائه شده به تفصیل شرح داده نشده است (۱۸۳، ۶۹). تحقیقات آینده می‌تواند از تجزیه و تحلیل دقیق پارامترهای WQI

و توصیف عمیق تر لجن مورد استفاده برای تسهیل مقایسه‌های گسترده‌تر و درک عمیق‌تر از مکانیسم‌های اساسی بهره‌مند شود.

۹-۴- میزان شاخص Wilcox

تجزیه و تحلیل نمونه‌های این مطالعه شکل (۳-۹)، که در کلاس C_2S_1 قرار می‌گیرند، نشان‌دهنده خطر شوری متوسط (C_2) و خطر سدیم کم (S_1) است. این طبقه‌بندی نشان می‌دهد که آب به‌طور کلی از کیفیت خوبی برخوردار است و برای اکثر محصولات کشاورزی مناسب است. طبقه‌بندی C_2S_1 نشان می‌دهد که آب غلظت متوسطی از نمک‌های محلول (شوری متوسط) دارد، اما خطر تجمع سدیم در خاک (خطر سدیم کم) کم است (۲۴۴-۲۴۶). آب با خطر سدیم کم (S_1) معمولاً مشکل سدیم برای خاک ایجاد نمی‌کند، به این معنی که بعید است باعث تخریب ساختار خاک یا کاهش نفوذپذیری خاک شود (۲۴۷). در حالی که شوری متوسط (C_2) نشان می‌دهد که برخی از محصولات، به ویژه آنهایی که به نمک حساس هستند، ممکن است کاهش عملکرد را تجربه کنند، این آب به طور کلی برای طیف وسیعی از محصولات کشاورزی مناسب است، به ویژه با شیوه‌های مدیریتی مناسب مانند آبخویی کافی برای جلوگیری از تجمع نمک در منطقه ریشه (۲۴۸، ۲۴۹). داده‌های این پژوهش با نتایج مطالعات قبلی مطابقت دارد. به عنوان مثال، تحقیقات روی آب‌های زیرزمینی در یک منطقه نیمه خشک مکزیک، اکثر نمونه‌های آب را به عنوان C_2S_1 طبقه‌بندی کرد که برای اکثر محصولات مناسب است اما محدودیت‌های بالقوه‌ای برای محصولات باغبانی دارد (۲۴۸). به طور مشابه، مطالعات انجام شده در رودخانه یلدیز در ترکیه و دشت مینا در الجزایر نیز طبقه‌بندی C_2S_1 را برای برخی از نمونه‌های آب خود گزارش کرده‌اند که نشان‌دهنده شوری متوسط و خطر سدیم کم است (۲۵۰، ۲۵۱). مطالعات دیگر در بنگلادش و هند نیز نمونه‌های آب زیرزمینی را در دسته C_2S_1 قرار داده‌اند که نشان‌دهنده شوری متوسط و خطر قلیائیت کم است و آنها را برای آبیاری ایمن می‌دانند (۲۵۲، ۲۵۳). در مقابل، برخی مطالعات، شوری یا خطر سدیم بالاتری مانند C_3S_1 یا C_3S_2 را گزارش می‌کنند که مستلزم شیوه‌های مدیریتی سختگیرانه‌تر یا کشت محصولات مقاوم به نمک است (۲۵۰، ۲۵۴). تطابق نتایج مطالعه ما با این مطالعات نشان می‌دهد که منبع آب، ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی مطلوبی برای آبیاری دارد. دلایل به دست آوردن طبقه‌بندی C_2S_1 ، که نشان‌دهنده شوری و سدیم کم است، می‌تواند به عوامل هیدروژئولوژیکی و محیطی متعددی نسبت داده شود. کیفیت آب آبیاری تحت تأثیر منبع آب، شدت بارندگی، تغذیه آبخوان و سازندهای زمین‌شناسی که با آنها در تعامل است، قرار

می‌گیرد (۲۵۵). به عنوان مثال، منابع آبی که در درجه اول توسط بارندگی تغذیه می‌شوند، اغلب کانی‌سازی کمتری و در نتیجه مقادیر EC پایین‌تری را نشان می‌دهند (۲۵۶). عدم وجود آلودگی‌های انسانی قابل توجه، مانند پساب‌های صنعتی یا رواناب‌های کشاورزی بیش از حد، نیز می‌تواند در حفظ سطح شوری و سدیم پایین نقش داشته باشد (۲۴۶). علاوه بر این، کانی‌شناسی خاص مواد آبخوان و مدت زمان تعامل آب و سنگ نقش مهمی در تعیین غلظت یون‌های محلول ایفا می‌کند (۲۵۷).

۴-۱۰- مقایسه مقادیر متغیرهای مختلف در نمونه آب خام ورودی به تصفیه خانه با نمونه آب تصفیه شده تحت منعقد کننده‌های بهینه

مطابق با نتایج شکل ۳-۱۰، پارامترهای کدورت، اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی، اکسیژن مورد نیاز شیمیایی، کل کربن آلی و رنگ در نمونه‌های تصفیه شده نسبت به آب خام کاهش یافت. این نتیجه با حجم وسیعی از متون علمی مطابقت دارد. انعقاد-لخته‌سازی یک روش اولیه برای حذف جامدات معلق، ذرات کلوئیدی و مواد آلی است که عوامل اصلی کدورت، BOD، COD و رنگ در آب هستند (۱۰۴، ۳۱۹، ۳۴۷). منعقدکننده‌ها، چه معدنی (مانند کلرید فریک و سولفات آلومینیوم) و چه آلی، این ذرات را بی‌ثبات می‌کنند و به آنها اجازه می‌دهند تا در لخته‌های بزرگتری جمع شوند که به راحتی از طریق رسوب‌گذاری یا فیلتراسیون قابل حذف هستند (۱۰۴، ۳۴۸). این یافته با گزارش‌های سایر پژوهشگران که بر کارایی بالای انعقاد در حذف این پارامترها تاکید دارند، همسو است (۱۰۴، ۳۴۹). کاهش BOD و COD به ترتیب نشان‌دهنده کاهش آلاینده‌های آلی زیست‌تخریب‌پذیر و اکسیدشونده شیمیایی است که از مزایای مستقیم حذف مواد آلی از طریق انعقاد است (۲۳۶، ۲۵۸). به طور مشابه، کاهش رنگ به حذف ترکیبات آلی رنگی و ذرات معلق نسبت داده می‌شود (۲۵۹، ۲۶۰).

در میان یافته‌های این پژوهش (شکل ۳-۱۰)، فرآیند انعقاد در مجموع منجر به کاهش موثر کلیفرم شد. در این میان، ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات و نیز کاربرد منعقدکننده‌های متداول (آلومینیوم سولفات و کلرید فریک) نه تنها بالاترین راندمان حذف را ایجاد کردند، بلکه غلظت نهایی را حتی از مقدار موجود در آب خام ورودی نیز پایین‌تر آوردند. ترکیب لجن با پلی آلومینیوم کلراید نیز کاهش قابل توجهی از ۲۳ به ۱۵ واحد را نشان داد. این موضوع با این درک که انعقاد به صورت فیزیکی میکروارگانیسم‌ها را درون لخته‌ها به دام می‌اندازد و منجر به حذف آنها می‌شود، سازگار است (۲۶۱).

مطابق با نتایج شکل ۳-۱۰، غلظت سختی، کلسیم و منیزیم در نمونه‌های تصفیه شده نسبت به آب خام کاهش کلی نشان داد. در حالی که انعقاد در درجه اول برای حذف مواد جامد معلق و مواد آلی شناخته شده است، منعقدکننده‌های خاص، به ویژه آنهایی که بر پایه آلومینیوم یا آهن هستند، می‌توانند از طریق هم رسوبی یا جذب، به ویژه در محدوده‌های pH خاص، در حذف یون‌های ایجاد کننده سختی (کلسیم و منیزیم) نیز نقش داشته باشند (۲۶۱). این مشاهده با مطالعاتی که کاهش این پارامترها را پس از انعقاد یا فرآیندهای تصفیه مشابه نشان می‌دهند، همسو است (۲۶۱، ۲۶۲).

پارامترهایی که تغییر کم یا خاصی را نشان می‌دهند: مقادیر pH، فسفات و سدیم پس از انعقاد تغییر کمی نشان دادند. پایداری نسبی pH را می‌توان به ظرفیت بافری آب خام یا منعقدکننده‌های مورد استفاده نسبت داد که می‌توانند در برابر تغییرات قابل توجه pH در طول فرآیند انعقاد مقاومت کنند (۲۶۳). ثبات pH در این آزمایش ممکن است ناشی از ظرفیت بافری خاص آب خام یا دوزهای به کار رفته باشد، در حالی که برخی مطالعات برای دستیابی به کارایی بهینه تنظیم pH را ضروری می‌دانند (۲۳۶، ۲۶۴). تغییر حداقلی در فسفات در این مطالعه با برخی از منابع که حذف مؤثر فسفات را از طریق انعقاد، به ویژه با نمک‌های آهن یا آلومینیوم، از طریق رسوب یا جذب گزارش می‌کنند، در تضاد است (۲۶۵-۲۶۷). این تناقض ممکن است به دلیل اشکال خاص فسفات موجود، شرایط pH یا دوزهای منعقدکننده مورد استفاده در این مطالعه باشد که ممکن است برای حذف فسفات بهینه نبوده باشند. سدیم، به عنوان یک یون بسیار محلول، عموماً توسط فرآیندهای انعقاد مرسوم به طور مؤثر حذف نمی‌شود و این امر غلظت ثابت آن را توضیح می‌دهد (۲۶۸). اکسیژن محلول نیز تقریباً در نمونه‌های مختلف ثابت بود. خود انعقاد معمولاً تأثیر مستقیم محدودی بر سطح DO دارد، زیرا در درجه اول ذرات معلق را به جای گازهای محلول هدف قرار می‌دهد.

بر اساس شکل ۳-۱۰، کمترین غلظت نیتрат در نمونه‌ی ترکیبی لجن با کلریدفریک مشاهده شد. در حالی که انعقاد معمولاً روش اصلی برای حذف نیترات نیست، برخی مطالعات نشان می‌دهند که منعقدکننده‌های خاص یا فرآیندهای ترکیبی می‌توانند به درجه‌ای از کاهش نیترات، احتمالاً از طریق مکانیسم‌های جذب یا هم رسوبی، به ویژه هنگامی که با سایر مراحل تصفیه ترکیب می‌شوند، دست یابند (۲۶۵). هدایت الکتریکی (EC) در نمونه‌های آبی که از منعقدکننده‌های ترکیبی استفاده شده بود، بالاترین مقدار را داشت. این یک یافته ثابت در تصفیه آب است، زیرا افزودن منعقدکننده‌های یونی (به عنوان مثال، کلرید فریک، سولفات آلومینیوم) یون‌های محلول بیشتری را وارد آب می‌کند و در نتیجه هدایت الکتریکی آن را افزایش می‌دهد (۲۶۹، ۲۷۸).

۴-۱۱- غلظت فلزات و کلرومتان‌ها در بهینه‌ترین حالت (لجن- آلومینیوم سولفات)

بر اساس نتایج مندرج در جدول ۳-۶، غلظت فلزات آلومینیوم، نیکل، روی، مس، کادمیوم، کروم، آرسنیک، سرب، بور و سلنیوم در پساب تصفیه شده با ترکیب لجن و آلومینیوم سولفات به ترتیب ۰/۰۷ میلی گرم در لیتر، ۱۰/۱ میکروگرم در لیتر، ۸۸ میکروگرم در لیتر، ۸/۱ میکروگرم در لیتر، ۱/۱۱ میکروگرم در لیتر، ۴۳/۱ میکروگرم در لیتر، ۱/۵۱ میکروگرم در لیتر، ۱/۵۶ میکروگرم در لیتر، ۱/۷ میلی گرم در لیتر و ۰/۴ میکروگرم در لیتر یافت شد که همگی پایین‌تر از مقادیر دستورالعمل WHO مربوط به خود یعنی ۰/۱ - ۰/۲ میلی گرم در لیتر، ۷۰ میکروگرم در لیتر، ۳ میلی گرم در لیتر، ۲ میلی گرم در لیتر، ۳ میکروگرم در لیتر، ۵۰ میکروگرم در لیتر، ۱۰ میکروگرم در لیتر، ۱۰ میکروگرم در لیتر، ۲/۴ میلی گرم در لیتر، ۴۰ میکروگرم در لیتر قرار دارند (۲۷۰-۲۷۳).

با این حال، چند فلز غلظت‌هایی را نشان دادند که نیاز به بررسی دقیق‌تر دارند. منگنز (Mn) با غلظت ۰/۴ میلی گرم در لیتر شناسایی شد. اگرچه این مقدار با دستورالعمل بهداشتی WHO یعنی ۰/۴ میلی گرم در لیتر مطابقت دارد، اما از دستورالعمل زیبایی‌شناسی ۰/۰۵ میلی گرم در لیتر فراتر می‌رود که می‌تواند منجر به ایجاد لکه نامطلوب شود (۲۷۳). آهن در ۰/۵ میلی گرم در لیتر یافت شد که بالاتر از مقدار دستورالعمل زیبایی‌شناسی WHO یعنی ۰/۳ میلی گرم در لیتر است (۲۷۳). حد مذکور ماهیتی زیباشناختی داشته و تجاوز از آن الزاما نشان دهنده بروز مخاطرات بهداشتی نمی باشد. از این رو، مقدار مشاهده شده آهن بیشتر از منظر کیفی و بهره برداری حائز اهمیت است و در صورت لزوم می تواند از طریق بهبود شرایط بهره برداری واحد های تصفیه و به کارگیری مراحل تکمیلی مناسب، بدون ایجاد تغییر در ساختار اصلی فرآیند، مدیریت و کنترل گردد (۲۷۴).

این غلظت‌های پایین فلزات سنگین در پساب تصفیه شده، با کارایی بالای فرآیند ترکیبی لجن و آلومینیوم سولفات کاملاً سازگار است؛ جایی که لجن به عنوان کمک منعقدکننده و جاذب اولیه عمل می‌کند و آلومینیوم سولفات از طریق تشکیل هیدروکسید آلومینیوم، خنثی‌سازی بار ذرات، جاروب‌زدایی (sweep flocculation)، و جذب سطحی و هم‌رسوبی (coprecipitation)، ذرات و فلزات سنگین را به دام انداخته و حذف موثری را فراهم می‌آورد (۲۷۵، ۲۷۶). مطالعات به طور مداوم نشان می‌دهند که آلومینیوم سولفات می‌تواند به راندمان حذف بالایی برای آرسنیک دست یابد، که اغلب در شرایط بهینه برای As(V) بیش از ۹۰٪ است (۲۷۷). حذف کادمیوم نیز، به ویژه در شرایط pH بهینه، می‌تواند با کارایی مناسبی انجام شود.

(۲۷۸). فیلتراسیون شنی، به ویژه فیلتراسیون شنی آهسته، همچنین به عنوان عاملی در حذف فلزات سنگین از طریق فیلتراسیون فیزیکی، جذب به شن و مواد آلی و فعالیت میکروبی شناخته شده است (۲۷۹-۲۸۱). با توجه به این اثربخشی اثبات شده در متون علمی، غلظت های مشاهده شده پساب که از استانداردهای WHO فراتر می روند، با عملکرد بهینه معمول چنین سیستم های تصفیه ای سازگار نیستند.

بر اساس نتایج جدول ۳-۶، غلظت اجزای تری هالومتان در پساب تصفیه شده عبارتند از: کلروفرم (۱۵/۱ میکروگرم در لیتر)، برومودی کلرومتان (۶/۳ میکروگرم در لیتر)، دی بروموکلرومتان (۳/۱ میکروگرم در لیتر) و بروموفرم (۸/۴ میکروگرم در لیتر). مجموع این ها، که نشان دهنده کل تری هالومتان ها (TTHM) است، ۳۲/۹ میکروگرم در لیتر است. این مقدار بسیار پایین تر از مقدار راهنمای WHO برای TTHM ها یعنی ۱۰۰ میکروگرم در لیتر و حداکثر سطح آلاینده US EPA یعنی ۸۰ میکروگرم در لیتر است (۲۸۲، ۲۸۳). به طور جداگانه، برومودی کلرومتان (۶/۳ میکروگرم در لیتر) کمتر از دستورالعمل WHO یعنی ۶۰ میکروگرم در لیتر، دی بروموکلرومتان (۳/۱ میکروگرم در لیتر) کمتر از دستورالعمل WHO یعنی ۱۰۰ میکروگرم در لیتر و بروموفرم (۸/۴ میکروگرم در لیتر) کمتر از دستورالعمل WHO یعنی ۱۰۰ میکروگرم در لیتر است (۲۸۴، ۲۸۵).

سطوح پایین THM ها نشان می دهد که فرآیند انعقاد، به ویژه با آلومینیوم سولفات، در حذف پیش سازهای مواد آلی قبل از کلر زنی مؤثر بوده و در نتیجه تشکیل DBP را به حداقل رسانده است. و به طور قابل توجهی کل کربن آلی (TOC) و پتانسیل تشکیل THM را کاهش می دهد (۲۸۶). استفاده از فیلتراسیون شنی بیشتر به حذف مواد آلی باقیمانده و ذرات معلق که می توانند در تشکیل THM نقش داشته باشند، کمک می کند (۲۸۷). این تطابق با مقالات، اهمیت حذف مؤثر پیش سازها را در کنترل سطح DBP برجسته می کند.

بر اساس داده های جدول ۳-۶، مقدار میکروسیستین در پساب تصفیه شده با غلظت ۰/۴۸ میکروگرم در لیتر شناسایی شد. این غلظت کمتر از مقدار دستورالعمل موقت سازمان بهداشت جهانی یک میکروگرم در لیتر برای میکروسیستین-LR در آب آشامیدنی است (۲۸۸، ۲۸۹). نتایج نشان می دهد که استفاده از آلومینیوم سولفات در فرآیند تصفیه می تواند سلول های سیانوباکتری را ته نشین کرده و بخشی از میکروسیستین های داخل سلولی و خارج سلولی را کاهش دهد (۲۹۰). فیلتراسیون شنی بیشتر به حذف سلول های باقی مانده و برخی از سموم محلول کمک می کند (۲۹۱).

۴-۱۲- نتیجه گیری

- ۱- یافته ها کاربرد لجن به عنوان کمک منعقدکننده را اثبات کرد. این ماده در ترکیب با منعقدکننده های اصلی (آلومینیوم سولفات یا پلی آلومینیوم کلراید)، از طریق تسهیل فرآیند لخته سازی، عملکرد تصفیه را به طور چشمگیری ارتقاء داد.
- ۲- زمان بهینه ته نشینی جهت حذف کدورت، رنگ و UV₂₅₄ در پساب خروجی از شستشو فیلترهای شنی به ترتیب برابر با ۶۰ دقیقه، ۳۰ دقیقه و ۶۰ دقیقه بود که به ترتیب موجب حذف ۹۶/۵۳٪، ۹۹/۹۹٪ و ۹۴/۲۷٪ از کدورت، رنگ و UV₂₅₄ شد.
- ۳- دوزهای ۱۰، ۳، ۲۰، ۵، ۲۰، ۲۰ میلی گرم بر لیتر لجن، کلریدفریک، آلومینیوم سولفات، پلی آلومینیوم کلراید، ترکیبات لجن با کلریدفریک، لجن با آلومینیوم سولفات و لجن با پلی آلومینیوم کلراید بهینه ترین دوزها در حذف کدورت بودند.
- ۴- دوزهای ۳ میلی گرم در لیتر منعقدکننده های کلریدفریک، آلومینیوم سولفات، پلی آلومینیوم کلراید، ترکیبات لجن با کلریدفریک، لجن با آلومینیوم سولفات و لجن با پلی آلومینیوم کلراید موجب حذف ۱۰۰٪ رنگ شد.
- ۵- در حذف UV₂₅₄ به ترتیب دوزهای ۱۰، ۳، ۳۰، ۱۰، ۲۰، ۲۰ و ۳۰ میلی گرم در لیتر لجن، کلرید فریک، آلومینیوم سولفات، پلی آلومینیوم کلراید، ترکیبات لجن با کلریدفریک، لجن با آلومینیوم سولفات و لجن با پلی آلومینیوم کلراید بهینه ترین دوزها در حذف UV₂₅₄ بودند.
- ۶- دوز ۱۰ میلی گرم در لیتر لجن موجب به دست آمدن راندمان های بالاتری در حذف کدورت و UV₂₅₄ شدند.
- ۷- افزایش دوز منعقدکننده های آلومینیوم سولفات و فرآیند ترکیبی لجن با آلومینیوم سولفات موجب افزایش راندمان حذف کدورت شد.
- ۸- بیشترین میزان حذف UV₂₅₄ در دوز ۳۰ میلی گرم در لیتر فرآیند ترکیبی لجن با پلی آلومینیوم کلراید با راندمان ۹۷/۳۲٪ به دست آمد.
- ۹- کمترین مقدار TOC به ترتیب مربوط به پساب حاصل خروجی در حضور منعقدکننده های آلومینیوم سولفات و ترکیب لجن با کلریدفریک بود.
- ۱۰- میزان شاخص کیفی آب در پساب خام شستشوی فیلتر شنی «نسبتا بد»، نمونه های لجن و پساب بعد از یک ساعت ته نشینی در رده «خوب» و در بقیه موارد «نسبتا خوب» بود.
- ۱۱- داده های خروجی این مطالعه در C₂S₁ قرار دارند (شوری کم و سدیم کم) و آب دارای کیفیت خوب است و برای اکثر محصولات کشاورزی مناسب می باشد.
- ۱۲- مقادیر نیترا ت در نمونه های آبی که از منعقدکننده های ترکیبی استفاده شده، کمترین مقدار است.
- ۱۳- ترکیب لجن با آلومینیوم سولفات و پلی آلومینیوم کلراید به ترتیب بهترین کارایی را در بهبود کدورت و کاهش بار آلی پساب داشته و کیفیت آن را تا سطح آب ورودی یا بهتر ارتقا دادند.

۴-۱۳- پیشنهادات کاربردی پژوهش

- ۱- برای بهره‌برداری عملی از این راهبردها، به جای استفاده از یک فرمول ثابت، یک رویکرد پویا اتخاذ گردد که در آن کیفیت لحظه‌ای پساب شستشو (کدورت، COD) پایش شده و نوع و دوز منعقدکننده اصلی و تصمیم به استفاده از لجن بر اساس آن تنظیم شود.
- ۲- بهره‌گیری از ترکیب لجن ته‌نشینی با آلومینیوم سولفات به عنوان بهترین گزینه ترکیبی، برای کاهش همزمان کدورت، رنگ، نیترات و حفظ کیفیت پساب برای مصارف احتمالی بازیافت.
- ۳- اعمال زمان ته‌نشینی ۶۰ دقیقه برای حذف بهینه کدورت و UV₂₅₄ و ۳۰ دقیقه برای حذف کامل رنگ در فرآیند تصفیه پساب خروجی شستشوی فیلترها، به منظور افزایش کارایی واحدهای ته‌نشینی موجود در تصفیه‌خانه‌ها.
- ۴- استفاده از لجن ته‌نشینی به تنهایی با دوز ۱۰ میلی گرم بر لیتر به عنوان یک روش اقتصادی و پایدار برای حذف قابل قبول کدورت و UV₂₅₄، به ویژه در شرایط محدودیت بودجه برای خرید منعقدکننده‌های شیمیایی.
- ۵- اولویت دادن به منعقدکننده‌های پلی آلومینیوم کلراید و آلومینیوم سولفات در دوزهای پایین (۵ تا ۲۰ میلی گرم بر لیتر) برای دستیابی به راندمان بالا در حذف کدورت و UV₂₅₄، همراه با بهبود شاخص کیفیت آب به سطح "خوب".
- ۶- بازیافت و استفاده مجدد از لجن ته‌نشینی به عنوان کمک منعقدکننده در ترکیب با منعقدکننده‌های رایج، برای کاهش حجم لجن دفع‌شدنی، کاهش مصرف مواد شیمیایی و حرکت به سمت فرآیندهای تصفیه پایدارتر.
- ۷- پایش و کنترل دوز منعقدکننده‌ها بر اساس ویژگی‌های پساب شستشوی فیلترها، به ویژه اجتناب از دوزهای بالای لجن (بیش از ۱۰ میلی گرم بر لیتر) که منجر به کاهش راندمان حذف کدورت می‌شود.
- ۸- بهره‌برداری از پساب تصفیه‌شده شستشوی فیلترهای شنی (به ویژه تحت ترکیب لجن + آلومینیوم سولفات) برای مصارف آبیاری کشاورزی، با توجه به قرارگیری در کلاس C₂S₁ شاخص ویلکاکس و کیفیت مناسب برای اکثر محصولات.
- ۹- استفاده از پساب تصفیه‌شده شستشوی فیلترهای شنی با روش‌های اعمال شده، جهت آبیاری فضای سبز تصفیه‌خانه
- ۱۰- ادغام فرآیند انعقاد بهینه با فیلتراسیون شنی موجود در تصفیه‌خانه‌ها، برای کاهش پارامترهای BOD، COD، سختی، کلسیم، منیزیم و TOC و رعایت استانداردهای زیست‌محیطی خروجی.

۱۱- انجام مطالعات پایلوت در مقیاس واقعی تصفیه‌خانه برای بهینه‌سازی ترکیب لجن با آلومینیوم‌سولفات، به منظور کاهش هزینه‌های عملیاتی، افزایش راندمان حذف آلاینده‌ها و کاهش تولید محصولات جانبی احتمالی مانند فلزات باقی‌مانده.

۴-۱۴- پیشنهادات برای پژوهش‌های آینده

- ۱- بررسی سازوکارهای دقیق حذف آلاینده‌ها با کمک لجن
- ۲- بهینه‌سازی چندمتغیره فرآیند ترکیبی
- ۳- بررسی پایداری و اثرات بلندمدت استفاده از لجن
- ۴- ارزیابی اثرات تجمعی فلزات سنگین در خاک و محصولات کشاورزی هنگام استفاده از پساب تصفیه‌شده حاوی لجن.
- ۵- توسعه فرآیندهای هیبریدی پیشرفته
- ۶- ارزیابی اقتصادی و زیست‌محیطی
- ۷- مطالعه بر روی انواع مختلف لجن و منعقدکننده‌ها
- ۸- بررسی حذف آلاینده‌های نوظهور
- ۹- انجام مطالعات مدل‌سازی و بهینه‌سازی چند هدفه برای تعیین رابطه کمی دقیق بین پارامترهای کیفیت ورودی و فرمولاسیون شیمیایی بهینه (با در نظر گرفتن اهداف متعارضی مانند حداقل‌سازی کدورت، COD و هزینه) پیشنهاد می‌گردد.
- ۱۰- بررسی اثر شرایط عملیاتی واقعی

۴-۱۵- محدودیت‌های مطالعه و راه حل‌های آن‌ها

- ۱- محدودیت بودجه اختصاص داده شده به این مطالعه
 - ۲- حجم بالای نمونه‌ها و زمان بر بودن اندازه‌گیری پارامترهای متعدد
- راه حل: استفاده از روش‌های آنالیز سریع‌تر، برنامه ریزی منظم آزمایشگاهی و توزیع آزمایش‌ها در بازه زمانی طولانی‌تر. همچنین پیشنهاد می‌شود در مطالعات آینده از تجهیزات پیشرفته‌تر با سرعت آنالیز بالاتر استفاده شود.

١. Haddadin MJ. Water scarcity impacts and potential conflicts in the MENA region. *Water international*. ٢٠٠١;٢٦(٤):٤٦٠-٧٠.
٢. Qadir M, Sato T. Water reuse in arid zones. *Urban water reuse handbook*: CRC Press; ٢٠١٦. p. ٩٠٣-١٠٠.
٣. Salem HS, Yihdego Y, Muhammed HH. The status of freshwater and reused treated wastewater for agricultural irrigation in the Occupied Palestinian Territories. *Journal of Water and Health*. ٢٠٢١;١٩(١):١٢٠-٥٨.
٤. Meiramkulova K, Kydyrbekova A, Kydyrbekova A, Daldabayeva G, Bauyrzhan O, Shegenbayev A, et al. Evaluating the Long-Term Effects of Recycled Wastewater Irrigation on Soil Health, Crop Yield, and Ecological Sustainability in Arid Regions. *Journal of Ecological Engineering*. ٢٠٢٤;٢٥(١٢).
٥. Aziz F, Farissi M. Reuse of treated wastewater in agriculture: solving water deficit problems in arid areas. *Annals of West University of Timisoara: Series of Biology*. ٢٠١٤;١٧(٢).
٦. Tran QK, Schwabe KA, Jassby D. Wastewater reuse for agriculture: Development of a regional water reuse decision-support model (RWRM) for cost-effective irrigation sources. *Environmental science & technology*. ٢٠١٦;٥٠(١٧):٩٣٩٠-٩.
٧. Rahman KZ, Al Saadi S, Al Rawahi M, van Afferden M, Bernhard K, Friesen J, et al. Small decentralized technologies for high-strength wastewater treatment and reuse in arid and semi-arid regions. *Environments*. ٢٠٢٤;١١(٧):١٤٢.
٨. Philippe KK, Timmers R, van Grieken R, Marugan J. Photocatalytic disinfection and removal of emerging pollutants from effluents of biological wastewater treatments, using a newly developed large-scale solar simulator. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. ٢٠١٦;٥٥(١١):٢٩٥٢-٨.
٩. Fatta-Kassinos D, Kalavrouziotis IK, Koukoulakis PH, Vasquez M. The risks associated with wastewater reuse and xenobiotics in the agroecological environment. *Science of the Total Environment*. ٢٠١١;٤٠٩(١٩):٣٥٥٥-٦٣.
١٠. Kalavrouziotis IK, Kokkinos P, Oron G, Fatone F, Bolzonella D, Vatyliotou M, et al. Current status in wastewater treatment, reuse and research in some Mediterranean countries. *Desalination and Water treatment*. ٢٠١٥;٥٣(٨):٢٠١٥-٣٠.
١١. Macedo YM, de Souza JL, Troleis AL. Water shortage: Assessment and analysis on a regional scale. *Jàmbá-Journal of Disaster Risk Studies*. ٢٠٢٤;١٦(١):١٦٤٩.
١٢. Ramin E, Faria L, Gargalo CL, Ramin P, Flores-Alsina X, Andersen MM, et al. Water innovation in industrial symbiosis-A global review. *Journal of Environmental Management*. ٢٠٢٤;٣٤٩:١١٩٥٧٨.
١٣. Muscarella SM, Alduina R, Badalucco L, Capri FC, Di Leto Y, Gallo G, et al. Water reuse of treated domestic wastewater in agriculture: Effects on tomato plants, soil nutrient availability and microbial community structure. *Science of the Total Environment*. ٢٠٢٤;٩٢٨:١٧٢٢٥٩.
١٤. Shawal N, Razali N, Hairom N, Yatim NII, Rasit N, Harun M, et al. Parametric study of coagulant recovery from water treatment sludge towards water circular economy. *Water Science & Technology*. ٢٠٢٣;٨٨(١٢):٣١٤٢-٥٠.

۱۵. Studziński W, Poćwiardowski W, Osińska W. Application of the swimming pool backwash water recovery system with the use of filter tubes. *Molecules*. ۲۰۲۱;۲۶(۲۱):۶۶۲۰.
۱۶. Mohammadi E, Mehrabi AA, Motamedvaziri B. Investigating the necessity of a comprehensive water law in Iran. *Watershed Engineering and Management*. ۲۰۲۳;۱۵(۳):۴۶۷-۸۰.
۱۷. Afshar AH, Noorkhoda SF, Sadat KQN. Recycling water from the bottling stage of a soft drink factory using activated carbon.
۱۸. Neda S, Hossam HA, Ali T, Hossein JA. Performance of microfiltration and ultrafiltration processes in the reuse of backwash water from sand filters in municipal water treatment plants. ۲۰۱۵.
۱۹. Arendze S, Sibiya M. Filter backwash water treatment options. *Journal of Water Reuse and Desalination*. ۲۰۱۴;۴(۲):۸۵-۹۱.
۲۰. Hosseini, Mohammad, Moradi, Rohuddin, Safarik J. Application of filtration with floating media in secondary wastewater treatment for reuse. *Journal of Environmental Health Engineering*. ۲۰۱۳;۱(۱):۱-۱۰.
۲۱. Turan M. Backwashing of granular media filters and membranes for water treatment: a review. *AQUA—Water Infrastructure, Ecosystems and Society*. ۲۰۲۳;۷۲(۳):۲۷۴-۹۸.
۲۲. Jibhakate ML, Bhorkar M, Bhole A, Baitule P. Reuse & recirculation of filter backwash water of water treatment water. *Int J Eng Res Appl*. ۲۰۱۷;۷(۴):۶۰-۳.
۲۳. Yang J, Monnot M, Ercolei L, Moulin P. Impact of chlorinated-assisted backwash and air backwash on ultrafiltration fouling management for urban wastewater tertiary treatment. *Membranes*. ۲۰۲۱;۱۱(۱۰):۷۳۳.
۲۴. Abdel-Shafy HI, Salem MA, El-Khateeb MA, Mansour MS, Abdel-Shafy NH. Innovative System for Recycling of Backwashing Water in Drinking Water Plant. *Egyptian Journal of Chemistry*. ۲۰۲۰;۶۳(۳):۸۸۵-۹۵.
۲۵. Mahdavi M, Ebrahimi A, Azarpira H, Tashauoei HR, Mahvi AH. Dataset on the spent filter backwash water treatment by sedimentation, coagulation and ultra filtration. *Data in brief*. ۲۰۱۷;۱۵:۹۱۶.
۲۶. Wolska M, Kabsch-Korbutowicz M, Rosińska A, Solipiwko-Pieścik A, Urbańska-Kozłowska H. The Use of Microfiltration for the Pretreatment of Backwash Water from Sand Filters. *Materials*. ۲۰۲۴;۱۷(۱۲):۲۸۱۹.
۲۷. Maćczak P, Kaczmarek H, Ziegler-Borowska M, Węgrzynowska-Drzymalska K, Burkowska-But A. The use of chitosan and starch-based flocculants for filter backwash water treatment. *Materials*. ۲۰۲۲;۱۵(۳):۱۰۵۶.
۲۸. Sardari R, Osouledini N. The data on the removal of turbidity and biological agents in spent filter backwash by bed ceramic in water treatment process. *Data in brief*. ۲۰۱۸;۱۹:۱۷۹۴-۸.
۲۹. Mazari L, Abdessemed D. Feasibility of reuse filter backwash water as primary/aid coagulant in coagulation–sedimentation process for tertiary wastewater treatment. *Arabian Journal for Science and Engineering*. ۲۰۲۰;۴۵(۹):۷۴۰۹-۱۷.
۳۰. Keeley J, Jarvis P, Smith AD, Judd SJ. Coagulant recovery and reuse for drinking water treatment. *Water research*. ۲۰۱۶;۸۸:۵۰۲-۹.

٣١. Nair AT, Ahammed MM. Coagulant recovery from water treatment plant sludge and reuse in post-treatment of UASB reactor effluent treating municipal wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*. ٢٠١٤;٢١:١٠٤٠٧-١٨.
٣٢. Ahmad T, Ahmad K, Ahad A, Alam M. Characterization of water treatment sludge and its reuse as coagulant. *Journal of Environmental Management*. ٢٠١٦;١٨٢:٦٠٦-١١.
٣٣. Ahmad T, Ahmad K, Alam M. Simultaneous modelling of coagulant recovery and reuse by response surface methodology. *Journal of Environmental Management*. ٢٠٢١;٢٨٥:١١٢١٣٩.
٣٤. Ruziqna D, Suwartha N, Moersidik S, Adityosulindro S, editors. Aluminium recovery from water treatment sludge as coagulant by acidification. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science; ٢٠٢٠: IOP Publishing.
٣٥. Mehdi F, Heshmatollah T. Investigating the quality of sludge from the wastewater treatment plant in Serkan and comparing it with environmental standards for reuse in ٢٠٠١. ٢٠٠٥.
٣٦. Wu C-H, Lin C-F, Chen W-R. Regeneration and reuse of water treatment plant sludge: adsorbent for cations. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. ٢٠٠٤;٣٩(٣):٧١٧-٢٨.
٣٧. Zhou Z, Yang Y, Li X. Effects of ultrasound pretreatment on the characteristic evolutions of drinking water treatment sludge and its impact on coagulation property of sludge recycling process. *Ultrasonics Sonochemistry*. ٢٠١٥;٢٧:٦٢-٧١.
٣٨. Siswanto S, Nurfajriani N. Drinking Water and Liquid Waste Treatment. *Indonesian Journal of Advanced Research*. ٢٠٢٥;٤(٩):١٩٨١-٩٠.
٣٩. Eyvaz M, Arslan S, Gürbulak E. Textile Materials in Liquid Filtration Practices: Current Status and Perspectives in Water and Wastewater. *Textiles for advanced applications*. ٢٠١٧:٢٩٣.
٤٠. Abatan A, Obaigbena A, Ugwuanyi ED, Jacks BS, Sodiya EO, Daraojimba OH, et al. Simulation-driven strategies for enhancing water treatment processes in chemical engineering: addressing environmental challenges. *Engineering Heritage Journal (GWK)*. ٢٠٢٤;٨(١):٣٤-٤١.
٤١. Dolan F, Lamontagne J, Link R, Hejazi M, Reed P, Edmonds J. Evaluating the economic impact of water scarcity in a changing world. *Nature communications*. ٢٠٢١;١٢(١):١٩١٥.
٤٢. Van Vliet MT, Jones ER, Flörke M, Franssen WH, Hanasaki N, Wada Y, et al. Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. *Environmental Research Letters*. ٢٠٢١;١٦(٢):٠٢٤٠٢٠.
٤٣. Drewnowski J, Remiszewska-Skwarek A, Duda S, Łagód G. Aeration process in bioreactors as the main energy consumer in a wastewater treatment plant. Review of solutions and methods of process optimization. *Processes*. ٢٠١٩;٧(٥):٣١١.
٤٤. Mahmud R, Erguvan M, MacPhee DW. Performance of closed loop venturi aspirated aeration system: experimental study and numerical analysis with discrete bubble model. *Water*. ٢٠٢٠;١٢(٦):١٦٣٧.
٤٥. Baghvand A, Zand AD, Mehrdadi N, Karbassi A. Optimizing Coagulation Process for Low to High Turbidity Waters Using Aluminum and Iron Salts. *American Journal of Environmental Sciences*. ٢٠١٠;٦(٥).

٤٦. Zhou Z, Liu S, Jia L. Flocculation kinetics mechanism and floc formation prepared by poly aluminum chloride coupled with polyacrylamide for ship ballast water. *Water Science and Technology*. ٢٠١٦;٧٤(١):٥٧-٦٤.
٤٧. Fuchs S, Mayer I, Haller B, Roth H. Lamella settlers for storm water treatment – performance and design recommendations. *Water Science and Technology*. ٢٠١٣;٦٩(٢):٢٧٨-٨٥.
٤٨. Hendricks, D. (٢٠١١). *Fundamentals of Water Treatment Unit Processes: Physical, Chemical, and Biological* (1st ed.). CRC Press. .
٤٩. Bai Y, Liu R, Liang J, Qu J. Integrated Metagenomic and Physiochemical Analyses to Evaluate the Potential Role of Microbes in the Sand Filter of a Drinking Water Treatment System. *PLOS ONE*. ٢٠١٣;٨(٤):e٦١٠١١.
٥٠. Kaetzel K, Lübken M, Nettmann E, Krimmler S, Wichern M. Slow sand filtration of raw wastewater using biochar as an alternative filtration media. *Scientific Reports*. ٢٠٢٠;١٠(١):١٢٢٩.
٥١. Maiyo JK, Dasika S, Jafvert CT. Slow Sand Filters for the ٢١st Century: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. ٢٠٢٣;٢٠(٢):١٠١٩.
٥٢. Adelman Michael J, Weber-Shirk Monroe L, Cordero Anderson N, Coffey Sara L, Maher William J, Guelig D, et al. Stacked Filters: Novel Approach to Rapid Sand Filtration. *Journal of Environmental Engineering*. ٢٠١٢;١٣٨(١٠):٩٩٩-١٠٠٨.
٥٣. Collins MR, Eighmy TT, Fenstermacher Jr. JM, Spanos SK. Removing Natural Organic Matter by Conventional Slow Sand Filtration. *Journal AWWA*. ١٩٩٢;٨٤(٥):٨٠-٩٠.
٥٤. Ekeren KM, Hodgson BA, Sharville SE, De Long SK. Investigation of pathogen disinfection and regrowth in a simple graywater recycling system for toilet flushing. *Desalination and Water Treatment*. ٢٠١٦;٥٧(٥٤):٢٦١٧٤-٨٦.
٥٥. Jibhakate M, Bhorkar M, Bhole A, Baitule P. Reuse & Recirculation of Filter Backwash Water of Water Treatment Water. *International Journal of Engineering Research and Applications*. ٢٠١٧;٠٧:٦٠-٣.
٥٦. Volkova VN, Golovin VL, Kirichenko KY. Purification of domestic wastewater with a sand filter from biogenic elements. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. ٢٠٢٢;٣٠(٣):٣٣٢-٣٤٤. .
٥٧. Teow YH, Chong MT, Ho KC, Mohammad AW. Comparative environmental impact evaluation using life cycle assessment approach: a case study of integrated membrane-filtration system for the treatment of aerobically-digested palm oil mill effluent. *Sustainable Environment Research*. ٢٠٢١;٣١(١):١٥.
٥٨. Vargas-González HH, Arreola-Lizárraga JA, Mendoza-Salgado RA, Méndez-Rodríguez LC, Lechuga-Deveze CH, Padilla-Arredondo G, et al. Effects of Sewage Discharge on Trophic State and Water Quality in a Coastal Ecosystem of the Gulf of California. *The Scientific World Journal*. ٢٠١٤;٢٠١٤(١):٦١٨٠٠٤.
٥٩. Shafiquzzaman M, AlSaleem SS, Haider H, Alresheedi MT, Thabit H. Experimental Study for Sand Filter Backwash Water Management: Low-Cost Treatment for Recycling and Residual Sludge Utilization for Radium Removal. *Water*. ٢٠٢١;١٣(٢):٢٧٩٩.
٦٠. Malakootian M, Toolabi A, Hosseini S. Advanced treatment of effluent extended aeration process using biological aerated filter (BAF) with natural media: modification in media, design and backwashing process. *AMB Express*. ٢٠٢١;١١(١):١٠٠.

71. Duran-Ros M, Pujol J, Pujol T, Cufí S, Graciano-Urbe J, Arbat G, et al. Efficiency of Backwashing in Removing Solids from Sand Media Filters for Drip Irrigation Systems. *Agriculture*. 2022;12(9):1050.
72. Allam AN, Ben-Mansour R, Habib MA, editors. Computational Fluid Dynamics of Wastewater Treatment Using Sand Filter. 2022 IEEE Sustainable Power and Energy Conference (iSPEC); 2022 24-27 Nov. 2022.
73. Ramsay L, Du F, Lund M, He H, Søborg DA. Grain displacement during backwash of drinking water filters. *Water Supply*. 2020;21(1):307-17.
74. Chen, J.P., Wang, L.K., Wang, M.-H.S., Hung, Y.-T., & Shammass, N.K. (Eds.). (2016). *Remediation of Heavy Metals in the Environment* (1st ed.). CRC Press.
75. Tsoutsas EK, Tolkou AK, Kyzas GZ, Katsoyiannis IA. New Trends in Composite Coagulants for Water and Wastewater Treatment. *Macromol*. 2022;53(3):509-32.
76. Tobiasson JE, Edzwald JK, Levesque BR, Kaminski GK, Dunn HJ, Galant PB. Full-Scale Assessment of waste filter backwash recycle. *Journal AWWA*. 2003;95(7):80-93.
77. Tobiasson JE, Edzwald JK, Gilani V, Kaminski GS, Dunn HJ, Galant PB. Effects of waste filter backwash recycle operation on clarification and filtration. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*. 2003;52(2):209-15.
78. BEKchANOVA M. Potentials of waste and wastewater resources recovery and re-use (RRR) options for improving water, energy and nutrition security. ZEF Working Paper Series; 2017.
79. Aluminum WU, Salts I. Optimizing coagulation process for low to high turbidity. *Am J Environ Sci*. 2010;7(5):442-8.
80. Mazloomi S, Zarei A, Nourmoradi H, Ghodsei S, Amraei P, Haghighat GA. Optimization of coagulation–flocculation process for turbidity removal using response surface methodology: a study in Ilam water treatment plant, Iran. *Desalination and Water Treatment*. 2019;147:232-42.
81. M. Gomaa T, A. Saad M, S. Montaser A, G. Mohamed G. Reduction of organic matter and disinfection by products formation at surface water treatment plants in Egypt. *Water Science*. 2022;38(1):533-47.
82. Teh CY, Budiman PM, Shak KPY, Wu TY. Recent advancement of coagulation–flocculation and its application in wastewater treatment. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 2016;55(16):4363-89.
83. Familusi A, Adekunle A, Badejo A, Adeosun O. Efficiency of coagulation–flocculation process in the treatment of abattoir effluent. *Journal of Engineering Science*. 2021(1):124-30.
84. Achak M, Elayadi F, Boumya W. Chemical Coagulation/Flocculation Processes for Removal of Phenolic Compounds from Olive Mill Wastewater: A Comprehensive Review. *American Journal of Applied Sciences*. 2019;16(3).
85. Angelova I, Alitchkov D, Radovanov V. Technical and economic impact of water reuse as an integrated water resource management measure in rural water supply systems. *Water Supply*. 2022;22(5):1974-84.
86. Dave B, Hayward-Browne A, Sheffield A, Ackroyd D, editors. *Wastewater Minimization at a Stainless Steel Manufacturing Facility*. NACE CORROSION; 1996: NACE.

٧٧. Ahmad A, Ismail S, Bhatia S. Optimization of coagulation– flocculation process for palm oil mill effluent using response surface methodology. *Environmental science & technology*. ٢٠٠٥;٣٩(٨):٢٨٢٨-٣٤.
٧٨. Teh CY, Wu TY. The potential use of natural coagulants and flocculants in the treatment of urban waters. *Chemical Engineering Transactions*. ٢٠١٤;٣٩:١٦٠٣-٨.
٧٩. Zaki N, Hadoudi N, Charki A, Bensitel N, Ouarghi HE, Amhamdi H, et al. Advancements in the chemical treatment of potable water and industrial wastewater using the coagulation–flocculation process. *Separation Science and Technology*. ٢٠٢٣;٥٨(١٥-١٦):٢٦١٩-٣٠.
٨٠. Chen JP, Wang LK, Wang M-HS, Hung Y-T, Shammass NK. Remediation of heavy metals in the environment: Crc Press; ٢٠١٦.
٨١. Sincero AP, Sincero GA. Physical-chemical treatment of water and wastewater: CRC press; ٢٠٠٢.
٨٢. Salman H, Shareef N. *Advances in Earth and Environmental Science*.
٨٣. Marinho LEdO, Tonetti AL, Stefanutti R, Coraucci Filho B. Application of reclaimed wastewater in the irrigation of rosebushes. *Water, Air, & Soil Pollution*. ٢٠١٣;٢٢٤(٩):١٦٦٩.
٨٤. Gaber O, Elbarki W, Fayed M, Aly SAA. Ferrate as a coagulant prior to sand filters treating secondary wastewater effluent for reuse. *Water Science & Technology*. ٢٠٢٤;٩٠(١):٦١-٧٤.
٨٥. Corbett H, Solan B, Tretsiakova-McNally S, Fernandez-Ibañez P, McDermott R. New Wine in Old Bottles: The Sustainable Application of Slow Sand Filters for the Removal of Emerging Contaminants, a Critical Literature Review. *Sustainability*. ٢٠٢٤;١٦(٢٣):١٠٥٩٥.
٨٦. Sun Y, Pan D, Wei X, Xian D, Wang P, Hou J, et al. Insight into the stability and correlated transport of kaolinite colloid: Effect of pH, electrolytes and humic substances. *Environmental Pollution*. ٢٠٢٠;٢٦٦:١١٥١٨٩.
٨٧. Tiwari D, Lee S-M. Ferrate (VI) in the treatment of wastewaters: a new generation green chemical. *Waste Water Treatment and Reutilization*. ٢٠١١;١٢:٢٤١-٧٦.
٨٨. Wilson LD. An overview of coagulation-flocculation technology. *Water Cond Purific Mag*. ٢٠١٤;٥٦:٢٨-٣٤.
٨٩. Ghernaout D, Al-Ghonamy AI, Naceur MW, Boucherit A, Ait Messaoudene N, Aichouni M, et al. Controlling coagulation process: From Zeta potential to streaming potential. *American Journal of Environmental Protection*. ٢٠١٥;٤(٥):١٦-٢٧.
٩٠. Holmes M, Reeve P, Pestana C, Chow C, Newcombe G, West J, editors. Zeta potential measurement for water treatment coagulation control. Conference: Oz Water; ٢٠١٥.
٩١. Skvarla J. Quantitative interpretation of anomalous coagulation behavior of colloidal silica using a swellable polyelectrolyte gel model of electrical double layer. *Langmuir*. ٢٠١٣;٢٩(٢٨):٨٨٠٩-٢٤.
٩٢. Gregory J, Duan J. Hydrolyzing metal salts as coagulants. *Pure and applied chemistry*. ٢٠٠١;٧٣(١٢):٢٠١٧-٢٦.
٩٣. Cruz D, Pimentel M, Russo A, Cabral W. Charge neutralization mechanism efficiency in water with high color turbidity ratio using aluminium sulfate and flocculation index. *Water*. ٢٠٢٠;١٢(٢):٥٧٢.

94. Tzoupanos N, Zouboulis I, editors. Coagulation-flocculation processes in water/wastewater treatment: the application of new generation of chemical reagents. 7th IASME/WSEAS international conference on heat transfer, thermal engineering and environment (HTE'08), August 20th–22nd, Rhodes, Greece; 2008.
95. Kozminykh P, Heistad A, Ratnaweera HC, Todt D. Impact of organic polyelectrolytes on coagulation of source-separated black water. *Environmental technology*. 2016;37(14):1723–32.
96. Gregory J. *Particles in water: properties and processes*: CRC Press; 2005.
97. Zhu Z. Theory on orthokinetic flocculation of cohesive sediment: a review. *Journal of Geoscience and Environment Protection*. 2014;2(05):13.
98. Metaxas A, Wilkinson N, Raethke E, Dutcher CS. In situ polymer flocculation and growth in Taylor–Couette flows. *Soft Matter*. 2018;14(22):4627–35.
99. Indu MA, Barki B. A Study to integrate the differently abled through Technical and Vocation Education in the Polytechnic Colleges in Southern Region of India. *Asian Journal of Research in Social Sciences and Humanities*. 2012;2(0):30–11.
100. Park D, Faraway JJ. Sequential design for response curve estimation. *Journal of Nonparametric Statistics*. 1998;9(2):155–74.
101. Zaharia C, Musteret C-P, Afrasinei M-A. The use of coagulation–flocculation for industrial colored wastewater treatment—(I) the application of hybrid materials. *Applied Sciences*. 2024;14(0):2184.
102. Okaiyeto K, Nwodo UU, Okoli SA, Mabinya LV, Okoh AI. Implications for public health demands alternatives to inorganic and synthetic flocculants: bioflocculants as important candidates. *MicrobiologyOpen*. 2016;5(2):177–211.
103. Bratby J. *Coagulation and flocculation*: Uplands Press Limited; 1980.
104. Musteret CP, Morosanu I, Ciobanu R, Plavan O, Gherghel A, Al-Refai M, et al. Assessment of coagulation–flocculation process efficiency for the natural organic matter removal in drinking water treatment. *Water*. 2021;13(21):3073.
105. Vašatová P, Filipenská M, Petříček R, Pivokonský M. On the importance of mixing characterization and application in the water treatment process. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*. 2020;69(7):639–47.
106. Su Z, Li X, Yang Y, Du P, Fang X. Insights into the role of mixing conditions in coagulation–flocculation process: evaluation from performance, flocs formation and density perspectives. *Desalination and Water Treatment*. 2017;95:80–9.
107. Sheng DPW, Bilad MR, Shamsuddin N. Assessment and optimization of coagulation process in water treatment plant: A review. *ASEAN Journal of Science and Engineering*. 2023;3(1):79–100.
108. Sepúlveda-Muñoz CA, de Godos I, Puyol D, Muñoz R. A systematic optimization of piggery wastewater treatment with purple phototrophic bacteria. *Chemosphere*. 2020;253:126621.
109. Ardianto R, Yusrina A, Rangkuti M. Optimizing chemical oxygen demand and total nitrogen removal from tofu wastewater using a multi-rod helical electrocoagulation system in a tubular reactor. *Journal of Ecological Engineering*. 2020;26(7).

۱۱۰. Suzuki Y, Kaku R, Takahashi K, Kanai M, Tamai S, Annaka Y, et al. Optimum conditions for high-speed solid–liquid separation by ballasted flocculation. *Water Science & Technology*. ۲۰۲۳;۸۸(۱):۳۵-۴۶.
۱۱۱. Sun Q, Zhao S, Yan Y, Jia W, Yang W. Parameter optimization and mechanism research of enhanced coagulation treatment for Yuquan River water. *Water Supply*. ۲۰۲۰;۲۰(۳):۱۰۷۲-۸۲.
۱۱۲. Nayeri D, Mousavi SA. Treatment of highly turbid water in disaster conditions using coagulation-flocculation process: Modeling and optimization. *Water Quality Research Journal*. ۲۰۲۰;۵۵(۴):۳۵۸-۶۹.
۱۱۳. Malik QH. Performance of alum and assorted coagulants in turbidity removal of muddy water. *Applied water science*. ۲۰۱۸;۸(۱):۴۰.
۱۱۴. Özdemir K. The Effects of Coagulation on Adsorption of Micropollutants in Waste Water Treatment Plants. *ChemistrySelect*. ۲۰۲۴;۹(۴۴):e۲۰۲۴۰۳۰۴۳.
۱۱۵. Kaneko S, Furusawa H, Okamoto T, Hirano Y. Dissolved Organic Matter (DOM) in a Warm-Temperate Forested Watershed—A Possibility of Ultraviolet Absorbance as an Indicator of DOM. *Forests*. ۲۰۲۲;۱۳(۴):۵۱۰.
۱۱۶. Mohammed AS, Qarani AS. Dissolved Air Flotation (DAF) operational parameters and limitations for wastewaters treatment with cost study. *Recycling and Sustainable Development*. ۲۰۲۳;۱۶(۱):۹۱-۷.
۱۱۷. Pooja G, Senthil Kumar P, Boobalan C, Rangasamy G. Enhanced Flotation for the Removal of Pharmaceutical Contaminants from Water Systems Using Graphene Oxide–CTAB Nanocomposites. *Langmuir*. ۲۰۲۵;۴۱(۸):۵۰۳۲-۴۷.
۱۱۸. de Jesus JON, Medeiros DL, Esquerre KPO, Sahin O, de Araujo WC. Water treatment with aluminum sulfate and tanin-based biocoagulant in an oil refinery: the technical, environmental, and economic performance. *Sustainability*. ۲۰۲۴;۱۶(۳):۱۱۹۱.
۱۱۹. Ming X, Li Q, Jiang W. Application of Aluminum Sulfate in the Treatment of Papermaking White Water. *BioResources*. ۲۰۲۱;۱۶(۱).
۱۲۰. Chawaloeshonpiya N, Guiraud P, Painmanakul P. Analysis of cutting-oil emulsion destabilization by aluminum sulfate. *Environmental Technology*. ۲۰۱۸;۳۹(۱۱):۱۴۵۰-۶۰.
۱۲۱. Hecini L, Boukerker H, Kherifi W, Mellah A, Achour S. The removal efficiency and reaction mechanism of the aluminum coagulant on phenolic compounds in the presence of hardness salts. *Journal of Water and Land Development*. ۲۰۲۲;۲۲۵-۲۳–۲۳.
۱۲۲. Karam A, Bakhroum ES, Zaher K. Coagulation/flocculation process for textile mill effluent treatment: experimental and numerical perspectives. *International Journal of Sustainable Engineering*. ۲۰۲۱;۱۴(۵):۹۸۳-۹۵.
۱۲۳. Lee S-H, Iamchaturapatr J, Polprasert C, Ahn K-H. Application of chemical precipitation for piggery wastewater treatment. *Water Science and Technology*. ۲۰۰۴;۴۹(۵-۶):۳۸۱-۸.
۱۲۴. Wan J-L, Jin P-K, Wang X-C. Study on coagulation mechanism of ferric chloride with humic acids using fluorescence quenching method. *China Water & Wastewater*. ۲۰۱۰;۲۶(۲۳):۷۶-۸.
۱۲۵. Sarparastzadeh H, Saeedi M, Naeimpoor F, Aminzadeh B. Pretreatment of municipal wastewater by enhanced chemical coagulation. ۲۰۰۷.

۱۲۶. Ding S, Deng Y, Li H, Fang C, Gao N, Chu W. Coagulation of iodide-containing resorcinol solution or natural waters with ferric chloride can produce iodinated coagulation byproducts. *Environmental Science & Technology*. ۲۰۱۹;۵۳(۲۱):۱۲۴۰۷-۱۵.
۱۲۷. Bakar AFA, Halim AA, editors. Treatment of automotive wastewater by coagulation-flocculation using poly-aluminum chloride (PAC), ferric chloride (FeCl₃) and aluminum sulfate (alum). AIP conference proceedings; ۲۰۱۳: American Institute of Physics.
۱۲۸. Jasim NA, Azeez JM, Shamkhi MS. A comparative study of different coagulants used in treatment of turbid water. *Open Engineering*. ۲۰۲۲;۱۲(۱):۸۹۰-۹۰۴.
۱۲۹. Zarei Mahmoud Abadi T, Ebrahimi AA, Ghaneian MT, Mokhtari M, Salmani MH, Talebi P. Performance Evaluation of Tile Wastewater Treatment with Different Coagulants. *Journal of Environmental Health and Sustainable Development*. ۲۰۱۶;۱(۱):۱۸-۲۷.
۱۳۰. Jia R, Wang W. Performance of chitosan/PAC enhanced coagulation for low-temperature and low-turbidity Pi River source water. *Desalination and Water Treatment*. ۲۰۲۳;۳۰۶:۱۹۹-۲۰۷.
۱۳۱. Gregory J, Rossi L. Dynamic testing of water treatment coagulants. *Water science and technology: Water supply*. ۲۰۰۱;۱(۴):۶۵-۷۲.
۱۳۲. Xu L, Han M, AlGhunaimi F, Bataweel M, editors. Salinity and Temperature Effects on Oily Produced Water Treatment Using Polyaluminium Chloride. SPE Middle East Oil and Gas Show and Conference; ۲۰۲۳: SPE.
۱۳۳. Yan Z, Shen L, Pei Z, Yang M, Zhang W. Efficiencies and mechanism of enhanced coagulation pre-treatment on domestic sewage with PAC-HCA compound. *Water Science & Technology*. ۲۰۲۳;۸۷(۱):۲۷-۳۸.
۱۳۴. Hameed EA, Salih RA, Saleh AM, Issa HM, Abdulqader MA. The Effect of Chemical Coagulant Dosages on the Removal of Turbidity from Wastewater. *AUIQ Complementary Biological System*. ۲۰۲۴;۱(۱):۵۲-۹.
۱۳۵. Nowacka A, Włodarczyk-Makuła M, Macherzyński B. Comparison of effectiveness of coagulation with aluminum sulfate and pre-hydrolyzed aluminum coagulants. *Desalination and Water Treatment*. ۲۰۱۴;۵۲(۱۹-۲۱):۳۸۴۳-۵۱.
۱۳۶. Wang W-F, editor Study of PFS and PAC coagulation effect on Pi River water. E3S Web of Conferences; ۲۰۲۱: EDP Sciences.
۱۳۷. Dehkordi DK, Kashkuli HA, Mohsenifar K, Sadeghi-Mianroudi M. Assessment of coagulants efficiency in water treatment of karoun river. *Jundishapur Journal of Health Sciences*. ۲۰۱۶;۹(۳).
۱۳۸. Park H, Lim S-i, Lee H, Woo D-S. Water blending effects on coagulation-flocculation using aluminum sulfate (alum), polyaluminum chloride (PAC), and ferric chloride (FeCl₃) using multiple water sources. *Desalination and Water Treatment*. ۲۰۱۶;۵۷(۱۶):۷۵۱۱-۲۱.
۱۳۹. Zhan X, Gao B, Liu B, Xu C, Yue Q. Coagulation and adsorption on treating the Yellow River and the impact on chlorine decay during chlorination process. *Huan Jing ke Xue= Huanjing Kexue*. ۲۰۱۰;۳۱(۵):۱۱۹۸-۲۰۵.
۱۴۰. Zainol NA, Khalilullah PAB, Ghani AA, Rashid NA, Makhtar SMZ. Turbidity removal from kaolin synthetic wastewater via coagulation process using sludge from water treatment plant. *International Journal of Integrated Engineering*. ۲۰۲۲;۱۴(۹):۲۲۲-۳۱.

141. Chand S, Gorathoki M, Yadav Y. A State-of-The-Art Technical Review on Chemically Enhanced Primary Treatment Plant.
142. Kos L. Effect of using coagulants on sedimentation sludge properties and quality of textile wastewater. *Fibres & Textiles in Eastern Europe*. 2017;20(1 (121)).
143. Gmurkowska R, editor *Characteristics of water sludge from Cracow Water Treatment Plants—case study*. E3S Web of Conferences; 2019: EDP Sciences.
144. Ramirez KG, Possan E, Bittencourt PRS, Carneiro C, Colombo M. Physico-chemical characterization of centrifuged sludge from the Tamanduá water treatment plant (Foz do Iguaçu, PR). *Matéria (Rio de Janeiro)*. 2018;22(3):e12118V.
145. Kadhim RA, Channo RJ, Al-Baldawi IA. PERFORMANCE EVALUATION OF WATER QUALITY AND RESIDUAL SLUDGE PROPERTIES FROM AL-WIHDA WATER TREATMENT PLANT BASED ON EXPERIMENTAL WORK. *Kufa Journal of Engineering*. 2020;16(2).
146. Hriberšek M, Žajdela B, Hribernik A, Zadravec M. Experimental and numerical investigations of sedimentation of porous wastewater sludge flocs. *Water research*. 2011;45(4):1729-30.
147. Wang J, Huang C, Allen HE. Surface physical–chemical characteristics of sludge particulates. *Water environment research*. 2000;72(5):545-53.
148. Bittencourt S, Aisse MM, Serrat BM, Azevedo JCRd. Sorção de poluentes orgânicos emergentes em lodo de esgoto. *Engenharia sanitária e ambiental*. 2016;21(01):43-53.
149. Nowicka E, Grübel KA, Machnicka A. Improving the gravitational properties of sewage sludge by pretreatments. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2010;2010(41):9-17.
150. Ling W, Feng W, Xing Y, Hong C. The impact of ambient-temperature deep drying on the surface characteristics of sewage sludge. *Drying Technology*. 2020;43(7):980-92.
151. Kumar V, Othman N, Asharuddin S, editors. *Applications of natural coagulants to treat wastewater– a review*. MATEC web of conferences; 2017: EDP Sciences.
152. Rao B, Wang G, Xu P. Recent advances in sludge dewatering and drying technology. *Drying Technology*. 2022;40(10):349-73.
153. Bazrafshan E, Kord Mostafapour F, Alizadeh M, Farzadkia M. Dairy wastewater treatment by chemical coagulation and adsorption on modified dried activated sludge: a pilot-plant study. *Desalination and Water Treatment*. 2017;57(18):8183-93.
154. Hrut K, Kamizela T. Changes in filtration properties of digested sludge under the influence of magnetic field. *Desalination and Water Treatment*. 2018;117:282-9.
155. Kurniawan SB, Abdullah SRS, Imron MF, Said NSM, Ismail NI, Hasan HA, et al. Challenges and opportunities of biocoagulant/bioflocculant application for drinking water and wastewater treatment and its potential for sludge recovery. *International journal of environmental research and public health*. 2020;17(24):9312.
156. Wang Y, Zhang Y. Flocculation performance evaluation and flocculation mechanism study of PAC/PMAPTAC composite flocculant in dyeing wastewater. *Desalination and Water Treatment*. 2022;268:138-40.
157. Zainal SFFS, Abdul Aziz H, Mohd Omar F, Alazaiza MY. Sludge performance in coagulation-flocculation treatment for suspended solids removal from landfill leachate using Tin (IV) chloride and *Jatropha curcas*. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 2023;103(16):4717-30.

۱۵۸. Chang M, Ma X, Dong X, Fan Y, Chen R. The synergistic effects of Al^{3+} and chitosan on the solid-liquid separation of coal wastewater and their mechanism of action. *Polymers*. ۲۰۲۲;۱۴(۱۹):۳۹۷۰.
۱۵۹. Tiwari PK, Misra RK, Meshram VK. A Review on Wastewater Treatment Using Adsorption and Coagulation/Flocculation Methods. *International Journal of Innovations in Science, Engineering And Management*. ۲۰۲۵:۱۳۰-۶.
۱۶۰. Zhao W, Ting Y, Chen J, Xing C, Shi S. Advanced primary treatment of waste water using a bio-flocculation-adsorption sedimentation process. *Acta biotechnologica*. ۲۰۰۰;۲۰(۱):۵۳-۶۴.
۱۶۱. Olofsson A-C, Zita A, Hermansson M. Floc stability and adhesion of green-fluorescent-protein-marked bacteria to flocs in activated sludge. *Microbiology*. ۱۹۹۸;۱۴۴(۲):۵۱۹-۲۸.
۱۶۲. Kamani H, Hosseini A, Mohebi S, Keshtkar M, Mohammadpour A, Khodadadi N, et al. Evaluation of water quality of Chahnimeh as natural reservoirs from Sistan region in southwestern Iran: a Monte Carlo simulation and Sobol sensitivity assessment. *Environmental Science and Pollution Research*. ۲۰۲۳;۳۰(۲۴):۶۵۶۱۸-۳۰.
۱۶۳. Irani T, Mostafazadeh R, Mousavi Moghanjoghi S. Changes in water quality condition at sequential monitoring stations based on IRWQI along the Little Zab River in Northwestern Iran. *Scientific Reports*. ۲۰۲۵;۱۵(۱):۲۹۵۸۳.
۱۶۴. Semiromi FB, Hassani A, Torabian A, Karbassi A, Lotfi FH. Evolution of a new surface water quality index for Karoon catchment in Iran. *Water Science and Technology*. ۲۰۱۱;۶۴(۱۲):۲۴۸۳-۹۱.
۱۶۵. Fathi P, Ebrahimi Dorche E, Zare Shahraki M, Stribling J, Beyraghdar Kashkooli O, Esmaili Ofogh A, et al. Revised Iranian Water Quality Index (RIWQI): a tool for the assessment and management of water quality in Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*. ۲۰۲۲;۱۹۴(۷):۵۰۴.
۱۶۶. Goodarzi MR, Niknam ARR, Barzkar A, Niazkar M, Zare Mehrjerdi Y, Abedi MJ, et al. Water quality index estimations using machine learning algorithms: a case study of Yazd-Ardakan Plain, Iran. *Water*. ۲۰۲۳;۱۵(۱۰):۱۸۷۶.
۱۶۷. انوری پ, کراچیان ر, فریدحسینی ع, علیزاده ا. ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی برای مصارف شرب و اولین کنگره بین المللی و چهارمین کنگره ملی آبیاری و (کشاورزی (مطالعه موردی: آبخوان دشت یزد اردکان زهکشی ایران ۱۳۹۸.
۱۶۸. Motamedi Rad M, Goli Mokhtari L, Bahrami S, zanganeh asadi Ma. Assessment of the quality of water resources for drinking, agriculture and industry in karstic aquifer of Roeyn Esfarayen basin of North khorasan province. *Journal of Applied Research in Geographical Sciences*. ۲۰۲۱;۲۱(۶۲):۷۳-۹۳.
۱۶۹. Vardanjan SMRH. Evaluation of Suitability Groundwater Quality for Agricultural, Drinking and Industrial Purposes (Case Study: South of Chaharmahal and Bakhtiari Province). *Environment and Water Engineering*. ۲۰۲۳.
۱۷۰. اکرم م. کیفیت آب در کشاورزی؛ ریسکها و کاهش آنها ۲۰۲۴.
۱۷۱. Aragaw TA, Bogale FM. Role of coagulation/flocculation as a pretreatment option to reduce colloidal/bio-colloidal fouling in tertiary filtration of textile wastewater: A review and future outlooks. *Frontiers in Environmental Science*. ۲۰۲۳;۱۱:۱۱۴۲۲۲۷.

۱۷۲. Vargas-Velez CD, Sánchez Ortiz IA, Masumoto T. Recovery of coagulants via acid treatment in potabilization sludges and their reuse in raw and urban wastewaters. *Water Science and Technology*. ۲۰۲۵;۹۱(۹):۱۰۱۰-۲۱.
۱۷۳. Shafiquzzaman M, Al-Mahmud A, AlSaleem SS, Haider H. Application of a Low Cost Ceramic Filter for Recycling Sand Filter Backwash Water. *Water*. ۲۰۱۸;۱۰(۲):۱۵۰.
۱۷۴. Shawal NBM, Razali NA, Hairom NHH, Yatim NII, Rasit N, Harun MHC, et al. Parametric study of coagulant recovery from water treatment sludge towards water circular economy. *Water Science and Technology*. ۲۰۲۳;۸۸(۱۲):۳۱۴۲-۵۰.
۱۷۵. <https://www.standardmethods.org/> [Internet].
۱۷۶. Pirsahab M, Zinatizadeh AA, Dargahi A. Evaluation of the performance of the coagulation process for removing low levels of turbidity and color from water using different coagulants. *Journal of water and sewage*. ۲۰۱۲;۲۳(۱):۱۱۱-۸.
۱۷۷. Hall JG, Rapanotti L, Cox K, Jin Z, editors. ۲nd international workshop on advances and applications of problem frames. *Proceedings of the ۲۰۰۶ international workshop on Advances and applications of problem frames*; ۲۰۰۶.
۱۷۸. G.Mahmoodlu M, Sayadi, Maryam. Relationship Between Physico-Chemical Parameters and Water Quality Indices for Different Uses. *Water Resources Engineering*. ۲۰۲۳;۱۵(۴):۱۹-۳۴.
۱۷۹. انصاری خب, حیدری م. بررسی کیفیت پساب حاصل از شستشوی معکوس صافیهای شنی تند بهمنظور کشاورزی و آبیاری فضای سبز (مطالعه موردی تصفیهخانه آب شهر سمنان). ۱۴۰۰ استفاده در
۱۸۰. بررسی فیزیکی، شیمیایی و میکروبی آبهای شهرستان کرج: وزارت علوم، تحقیقات و فناوری - دانشگاه تهران; ۱۳۶۴.
۱۸۱. Dhanasekar P, Rajayyan JS, Veerabadiran Y, Kumar KS, Kumar KS, Chinnadurai N. Evaluation of Alum and Purification Process of Water by Coagulation Method. *Bulletin of Pioneering Researches of Medical and Clinical Science*. ۲۰۲۲;۱(۱):۲۴-۹.
۱۸۲. Tahraoui H, Toumi S, Boudoukhani M, Touzout N, Sid ANEH, Amrane A, et al. Evaluating the Effectiveness of Coagulation–Flocculation Treatment Using Aluminum Sulfate on a Polluted Surface Water Source: A Year-Long Study. *Water*. ۲۰۲۴;۱۶(۳):۴۰۰.
۱۸۳. Sriwiriya T, Jangkorn S. Evaluation of waste activated sludge as a coagulant aid for the treatment of industrial wastewater containing mixed surfactants. *Journal of Environmental Science and Health Part A*. ۲۰۰۹;۴۴(۵):۵۰۷-۱۴.
۱۸۴. (FeCl₃) و فریک کلراید (PACl) عبدالله زاده م, ترابیان ع, حسنی ا. مقایسه عملکرد پلی آلومینیوم کلراید مواد آلی منابع آب، مطالعه موردی: رودخانه کرج، تصفیهخانه آب شماره ۲ تهران. *مجله آب در حذف کدورت و* ۳۱-۲۳:(۲)۲۰۰۹;۲۰۰۹. و فاضلاب.
۱۸۵. Luís Madeira a b, c, MRTa, c,*, AAb, d, TSb, , b FC. Reuse of lime sludge from immediate one-step lime precipitation process as a coagulant (aid) in slaughterhouse wastewater treatment *Journal of Environmental Management*. ۲۰۲۳.
۱۸۶. بخش اری. بررسی و مقایسه عملکرد سولفات آلومینیوم و پلی آلومینیوم کلراید در تصفیه اضل صنعت روغن کشتی زتون.
۱۸۷. Petmark N, Ratpukdi T. Removal of color, turbidity, UV_{۲۵۴} in treated wastewater of sugar factory by aluminum and iron based coagulants. *Engineering and Applied Science Research*. ۲۰۱۶;۴۳:۳۶۴-۶.
۱۸۸. Precious Sibiya N, Rathilal S, Kweinor Tetteh E. Coagulation treatment of wastewater: kinetics and natural coagulant evaluation. *Molecules*. ۲۰۲۱;۲۶(۳):۶۹۸.

189. Le OTH, Tran LN, Doan VT, Pham QV, Ngo AV, Nguyen HH. Mucilage extracted from dragon fruit peel (*Hylocereus undatus*) as flocculant for treatment of dye wastewater by coagulation and flocculation process. *International Journal of Polymer Science*. 2020;20(1):7478343.
190. Zhang Z. The flocculation mechanism and treatment of oily wastewater by flocculation. *Water Science and Technology*. 2017;76(1):263-7.
191. Thirugnanasambandham K, Sivakumar V, Maran PJ. Bagasse wastewater treatment using biopolymer: A novel approach. *Journal of the Serbian Chemical Society*. 2014;79(7):897-909.
192. Al-Anzi BS, Naik M-u-d, Ahmad M. The imperative need of metal salt for the treatment of industrial wastewater via the synergic coagulation-flocculation method. *Polymers*. 2022;14(9):1601.
193. Lacang GC, Ligaray CV. Domestic Wastewater Treatment through the Application of *Corchorus olitorius* L. as Bio-Coagulant in Cagayan de Oro City, Philippines. *Journal of Environmental & Earth Sciences* | Volume. 2023;5(1).
194. Pahat J. Treatment of biodiesel wastewater by coagulation and flocculation using polyaluminum chloride. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*. 2013;7(8):208-72.
195. Tun LL, Baraoidan WA, Gaspillo P, Suzuki M. A study on the relative performance of different coagulants and the kinetics of COD in the treatment of a textile bleaching and dyeing industrial wastewater. *ASEAN Journal of Chemical Engineering*. 2007;7(1):49-70.
196. Choi H-J, Kim KH. Parametric study of a dyeing wastewater treatment by modified sericite. *Environmental Technology*. 2016;37(2):2072-9.
197. Sharma AK, Chopra A. Influence of operating conditions on the electrolytic treatment for the removal of color, TSS, hardness and alkalinity using Al-Al electrode combination. *Journal of Applied and Natural Science*. 2014;7(1):279.
198. Cheng LH, He AH, Bi XJ, Wang Q. Advanced Treatment of Municipal Wastewater Effluent by Coagulation/Sedimentation and Chlorine Dioxide Disinfection. *Applied Mechanics and Materials*. 2011;71:2792-7.
199. Tunç MS. Co-pretreatment of municipal wastewater and landfill leachate by chemical coagulation using ferric chloride and aluminum sulfate. *Gazi University Journal of Science*. 2020:1-.
200. Echeverría I, Vargas V. Coagulación-floculación como estrategia de pulimiento para efluentes secundarios en plantas de tratamiento municipales. *Investigación & Desarrollo*. 2020;20(1):43-54.
201. Mehmood K, Rehman SKU, Wang J, Farooq F, Mahmood Q, Jadoon AM, et al. Treatment of pulp and paper industrial effluent using physicochemical process for recycling. *Water*. 2019;11(11):2393.
202. Madrona GS, Branco IG, Seolin VJ, de Abreu Alves Filho B, Fagundes-Klen MR, Bergamasco R. Evaluation of extracts of *Moringa oleifera* Lam seeds obtained with NaCl and their effects on water treatment. *Acta Scientiarum Technology*. 2012;34(3):289-93.
203. Li X, Liu Y, Liu F, Liu A, Feng Q. Comparison of ferric chloride and aluminum sulfate on phosphorus removal and membrane fouling in MBR treating BAF effluent of municipal wastewater. *Journal of Water Reuse and Desalination*. 2017;7(4):442-8.

۲۰۴. Ahmad K. Reuse of Inorganic Sludge as a Coagulant on Colloidal Suspension Removal in Raw Surface Water Treatment. *International Journal of Research in Engineering and Technology*. ۲۰۱۲;۱(۴):۶۴۲-۵.
۲۰۵. Ranjan R, Kumar L, Sabumon P. Process performance and reuse potential of a decentralized wastewater treatment system. *Water Science and Technology*. ۲۰۱۹;۸۰(۱۱):۲۰۷۹-۹۰.
۲۰۶. Jaeel AJ. Investigation the optimum combined dosages of date seeds powder as natural coagulant with chemical coagulants in domestic wastewater pretreatment. *Journal of Engineering*. ۲۰۱۶;۲۲(۶):۷۶-۸۶.
۲۰۷. Altaher H, ElQada E, Omar W. Pretreatment of wastewater streams from petroleum/petrochemical industries using coagulation. *Advances in Chemical Engineering and Science*. ۲۰۱۱;۱(۰۴):۲۴۵.
۲۰۸. Thirugnanasambandham K, Sivakumar V, Prakash Maran J, Kandasamy S. Application of response surface methodology for optimization of chemical coagulation process to treat rice mill wastewater. *Environ Sci: Indian J*. ۲۰۱۴;۹:۲۳۷-۴۷.
۲۰۹. Fosso-Kankeu E, Van der Vyver C, Moyakhe D, Waanders F, De Klerk C. Brewery effluent sludge characterization and dewatering to increase potential water recycling capabilities. ۲۰۱۸.
۲۱۰. Praptiwi RE, Syu J-C, Cheng H-H, Yu T-H, Wu Y-C, Whang L-M. Linkage of pipeline blockage to coagulation-flocculation process: effect of anionic polymer and pH. *Sustainable Environment Research*. ۲۰۲۲;۳۲(۱):۳۷.
۲۱۱. Simonič M, Vnučec D. Coagulation and UF treatment of pulp and paper mill wastewater in comparison. *Central European Journal of Chemistry*. ۲۰۱۲;۱۰(۱):۱۲۷-۳۶.
۲۱۲. Hassan A, Hasan M, Shadhar M, Al-Kanany N B. Natural coagulant efficiency of *Moringa oleifera* seeds in raw water treatment. ۲۰۲۵.
۲۱۳. Koohestanian A, Hosseini M, Abbasian Z. The separation method for removing of colloidal particles from raw water. *American-Eurasian J Agric & Environ Sci*. ۲۰۰۸;۴(۲):۲۶۶-۷۳.
۲۱۴. Fatah MMAA, Al Bazed GA. Chemically Enhanced Primary: Treatment of Wastewater. *European Journal of Engineering and Technology Research*. ۲۰۱۹;۴(۴):۱۱۵-۲۳.
۲۱۵. Gholami M, Souraki BA, Pendashteh A, Mozhdehi SP, Marzouni MB. Treatment of pulp and paper wastewater by lab-scale coagulation/SR-AOPs/ultrafiltration process: optimization by Taguchi. *Desalination and Water Treatment*. ۲۰۱۷;۹۵:۹۶-۱۰۸.
۲۱۶. Chen S, Li S, Wu W, Ye H, Liu H, Ma S, et al. To treat wastewater with wastes: a highly efficient flocculant from fly ash and rice straw. *RSC advances*. ۲۰۲۴;۱۴(۴۴):۳۲۳۸۹-۹۷.
۲۱۷. Karadag D, Tok S, Akgul E, Ulucan K, Evden H, Kaya MA. Combining adsorption and coagulation for the treatment of azo and anthraquinone dyes from aqueous solution. *Industrial & engineering chemistry research*. ۲۰۰۶;۴۵(۱۱):۳۹۶۹-۷۳.
۲۱۸. Narendra K, Shetty SJ, Prashant S, Gurumurthy S, Biliangadi NB. Landfill leachate treatment by incorporating MWCNTs assisted adsorption and coagulation process. *Emergent Materials*. ۲۰۲۴:۱-۱۱.
۲۱۹. Junior OMC, Barros MASD, Pereira NC. Study on coagulation and flocculation for treating effluents of textile industry. *Acta Scientiarum Technology*. ۲۰۱۳;۳۵(۱):۸۳-۸.

۲۲۰. Ebrahimi A, Taherib E, Pashae A, Mahdavi M. The application of Polyaluminium Ferric Chloride for Turbidity and Color Removal from Low to Medium Turbid Water. Archives of Hygiene Sciences Volume. ۲۰۱۴;۳(۱).
۲۲۱. Mohammadi-Moghaddam F, Mahdavi M, Hajizadeh Y, Tashauoei HR, Ataeifar H, Ebrahimi A. Treatment of highly turbid water by polyaluminum ferric chloride (PAFCL). Archives of Hygiene Sciences. ۲۰۱۵;۴(۴):۲۰۸-۱۶.
۲۲۲. Gadekar MR, Ahammed MM. Coagulation/flocculation process for dye removal using water treatment residuals: modelling through artificial neural networks. Desalination and Water Treatment. ۲۰۱۶;۵۷(۵۵):۲۶۳۹۲-۴۰۰.
۲۲۳. Basibuyuk M, Yilmaz T, Kayranli B, Yuceer A, Forster C. The use of waterworks sludge for the treatment of dye wastes. Environmental technology. ۲۰۰۲;۲۳(۳):۳۴۵-۵۱.
۲۲۴. Sadri Moghaddam S, Alavi Moghaddam M, Arami M. A comparison study on Acid Red ۱۱۹ dye removal using two different types of waterworks sludge. Water Science and Technology. ۲۰۱۰;۶۱(۷):۱۶۷۳-۸۱.
۲۲۵. Assadi A, Nateghi R, Bonyadinejad GR, Amin MM. Application of coagulation process reactive blue ۱۹ dye removal from textile industry wastewater. International Journal of Environmental Health Engineering. ۲۰۱۳;۲(۱):۵.
۲۲۶. Köse TE, Biroğul NÇ. Real textile wastewater reclamation using a combined coagulation/flocculation/membrane filtration system and the evaluation of several natural materials as flocculant aids. Gazi University Journal of Science. ۲۰۱۶;۲۹(۳):۵۶۵-۷۲.
۲۲۷. Zheng Y, Zhang Z, Hu HT, Wei XL. Study on in-depth processing of coking wastewater by coagulation with aluminum sulfate. Advanced Materials Research. ۲۰۱۱;۱۵۹:۴۹۳-۸.
۲۲۸. Mazari L, Abdessemed D, Szymczyk A, Trari M. Assessment of coagulation-ultrafiltration performance for the treatment of primary wastewater using alum sludge. Water and Environment Journal. ۲۰۱۸;۳۲(۴):۶۲۱-۹.
۲۲۹. Guan X-H, Chen G-H, Shang C. Re-use of water treatment works sludge to enhance particulate pollutant removal from sewage. Water Research. ۲۰۰۵;۳۹(۱۵):۳۴۳۳-۴۰۰.
۲۳۰. Zhao P, Li L, Song X, Wang M, Zhang Z, Li Y, et al. Enhancing the efficiency of coagulation method for sewage treatment by adding sludge. PLoS One. ۲۰۲۵;۲۰(۴):e۰۳۲۱۲۸۶.
۲۳۱. Konieczny K, Rajca M, Bodzek M, Kwiecińska A. Water treatment using hybrid method of coagulation and low-pressure membrane filtration. Environment Protection Engineering. ۲۰۰۹;۳۵(۱):۵-۲۲.
۲۳۲. Zhu X, Jiang L, Tian Y-c, Pan Y, Li W-t, Shuang C, et al. Control of Effluent Organic Matter, Cytotoxicity, and Disinfection Byproducts in Wastewater with Biological Anion Exchange Resins: Enhanced Performance through Skeleton Design. Environmental Science & Technology. ۲۰۲۵.
۲۳۳. Ozgur C, Gurhan AB, Kaplan Bekaroglu SS. A multicriteria decision-making model for the selection of conventional/hybrid coagulants in water treatment. Integrated Environmental Assessment and Management. ۲۰۲۵;۲۱(۳):۶۱۴-۲۷.

୨୩୧. Ishak AR, Hamid FS, Mohamad S, Tay KS. Removal of organic matter from stabilized landfill leachate using Coagulation-Flocculation-Fenton coupled with activated charcoal adsorption. *Waste Management & Research*. ୨୦୧୮;୩୦(୮):୮୩୯-୪୮.
୨୩୨. Peydayesh M, Suta T, Usuelli M, Handschin S, Canelli G, Bagnani M, et al. Sustainable removal of microplastics and natural organic matter from water by coagulation–flocculation with protein amyloid fibrils. *Environmental Science & Technology*. ୨୦୨୧;୫୫(୧୩):୮୮୧୮-୫୮.
୨୩୩. Tasneem A, Sarker P, Akter S, Mouna S, Rahaman M, Mohinuzzaman M, et al. Textile wastewater treatment by combination of chemical and phytoremediation processes. *Pollution*. ୨୦୨୧;୮(୧):୧୩-୫୧.
୨୩୪. Lindroos A-J, Lindholm-Lehto P, Pulkkinen J, Kiuru T, Vielma J. The effect of filtration with natural esker sand on the removal of organic carbon and suspended solids from the effluent of experimental recirculating aquaculture systems. *Water, Air, & Soil Pollution*. ୨୦୨୦;୨୩୧(୫):୨୦୯.
୨୩୫. Zhou L-L, Zhang Y-J, Sun L-H, Li G-B. Characteristic of natural organic matter removal by ferric and aluminium coagulation. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue*. ୨୦୦୮;୨୯(୫):୧୧୮୮-୯୧.
୨୩୬. Song Y, Dong B, Gao N, Deng Y. Comparative evaluation of aluminum sulfate and ferric sulfate-induced coagulations as pretreatment of microfiltration for treatment of surface water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. ୨୦୧୫;୧୨(୮):୮୮୦୦-୯.
୨୩୭. Crozes G, White P, Marshall M. Enhanced coagulation: its effect on NOM removal and chemical costs. *Journal-American Water Works Association*. ୧୯୯୫;୮୮(୧):୮୮-୮୯.
୨୩୮. Lovins III WA, Duranceau SJ, Gonzalez RM, Taylor JS. Optimized coagulation assessment for a highly organic surface water supply. *Journal-American Water Works Association*. ୨୦୦୩;୯୫(୧୦):୯୧-୧୦୮.
୨୩୯. Yukselen MA, Gregory J. The Effect of Rapid Mixing on the Break-up and Reformation of Flocs. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*. ୨୦୦୧;୮୧(୮):୮୮୮-୮.
୨୪୦. Mirzaei A, Takdastan A, Alavi BN. Survey of PAC Performance for Removal of Turbidity, COD, Coliform Bacteria, Heterotrophic Bacteria from Water of Karoon River. *Iranian Journal of Health & Environment*. ୨୦୧୧;୧୩(୩).
୨୪୧. Shil S, Singh UK, Mehta P. Water quality assessment of a tropical river using water quality index (WQI), multivariate statistical techniques and GIS. *Applied water science*. ୨୦୧୯;୯(୮):୧୮୮.
୨୪୨. Carabalí JQ, Gómez-García J, Solano M, Llumiquinga G, Burgos C, Carrera-Villacrés D. Evaluación de la calidad de agua para riego y aprovechamiento del recurso hídrico de la quebrada Togllahuayco. *Siembra*. ୨୦୧୯;୮(୨):୧୮-୫୮.
୨୪୩. Hossain FN, Rahman MM. Appraisal of ionic contamination in water of the Bangshi river for irrigation usage towards food safety. *Journal of the Bangladesh Agricultural University*. ୨୦୨୦;୧୮(୧):୮୮-୯୩.
୨୪୪. Falowo OO, Akindureni Y, Ojo O. Irrigation and drinking water quality index determination for groundwater quality evaluation in Akoko Northwest and Northeast Areas of Ondo State, Southwestern Nigeria. *American Journal of Water Science and Engineering*. ୨୦୧୮;୩(୫):୫୦-୮୦.

٢٤٨. Ortiz-Letechipia J, González-Trinidad J, Júnez-Ferreira HE, Bautista-Capetillo C, Dávila-Hernández S. Evaluation of groundwater quality for human consumption and irrigation in relation to arsenic concentration in flow systems in a semi-arid Mexican region. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. ٢٠٢١;١٨(١٥):٨٠٤٥.
٢٤٩. Tamara BG, Torregroza-Espinosa A, Osorio DP, Pallares MM, Paternina AC, González AE. Implications of irrigation water quality in tropical farms. *Global Journal of Environmental Science and Management*. ٢٠٢٢;٨(١):٧٥-٨٦.
٢٥٠. Şimşir M, Yıldız S, Karakuş CB, Özbek DÜ. Suitability of Water Quality for Irrigation Purposes Using GIS-Based Irrigation Water Quality Index. *Irrigation and Drainage*. ٢٠٢٥.
٢٥١. Tahoun MSA, Soliman K, El-Naka E. ON-SITE QUALITY EVALUATION OF SUBSURFACE DRAINAGE WATER FOR SUPPLEMENTAL IRRIGATION IN MASHTOUL AL-SOUQ AREA, SHARKIA GOVERNORATE, EGYPT. *Zagazig Journal of Agricultural Research*. ٢٠١٩;٤٦(٦):١٩٥١-٧٤.
٢٥٢. Islam A, Rahman M. Exploration of ionic contamination for groundwater in some irrigated sites of Rajshahi Area. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*. ٢٠١٤;٧(٢):٣٧-٤١.
٢٥٣. Wani RA, Mir AH, Tanveer A, Jehangir A, Yousuf A. Preliminary study on irrigational quality of some ground water sources of Kashmir, India. *International Journal of Scientific & Engineering Research*. ٢٠١٤;٥(٢):٣١٨-٢٣.
٢٥٤. Rupini B, Sharma A. A Comprehensive Evaluation of Groundwater Quality for Irrigation in Tehsil Baha, Agra, India. *International Journal of Current Science Research and Review(IJCSR)*. ٢٠٢٥;٨٢:٥٧٤-٨٥.
٢٥٥. Zaman M, Shahid SA, Heng L. Irrigation water quality. *Guideline for salinity assessment, mitigation and adaptation using nuclear and related techniques*: Springer; ٢٠١٨. p. ١١٣-٣١.
٢٥٦. Bahir M, El Mountassir O, Dhiba D, Chehbouni A, Carreira PM, Elbiar H. Combining stable isotope and WQI methods to study the groundwater quality: a case study in Essaouira city, Morocco. *SN Applied Sciences*. ٢٠٢٢;٤(١١):٣١٧.
٢٥٧. Alogayell HM, El-Bana EMM, Abdelfattah M. Groundwater quality and suitability assessment for irrigation using hydrogeochemical characteristics and pollution indices: A case study of North Al-Quwayyah Governorate, Central Saudi Arabia. *Water*. ٢٠٢٣;١٥(١٨):٣٣٢١.
٢٥٨. Saleem M. Pharmaceutical wastewater treatment: a physicochemical study. *Journal of Research (science)*. ٢٠٠٧;١٨(٢):١٢٥-٣٤.
٢٥٩. Akinlabi PA, Adepoju TE, Achi CG, Coker AO. Odour, Colour and Turbidity Removal from Selected Industrial Wastewater Using Electrocoagulation Process. *Science, Engineering and Technology*. ٢٠٢٥;٥(١):٧٧-٩٧.
٢٦٠. Mahmud H, Ezeugo J, Onukwuli D. Brewery Wastewater Treatment using Biocoagulants from Cassava Leaves. *Nigerian Journal of Chemical Research*. ٢٠٢٥;٣٠(١):٠٣٤-٤٩.
٢٦١. Esteki R, Ehrampoush MH, Nasab H, Ebrahimi AA. Investigating the improvement of the quality of industrial effluents for reuse with added processes: coagulation, flocculation, multi-layer filter and UV. *Scientific reports*. ٢٠٢٤;١٤(١):٣٩٧١.

୨୬୨. Lawaju S, Tyata RB, Shrestha TK, Lamsal RP, Parajuli A. Comparative Study of Untreated and Ozonated Well Water from Bhaktapur Municipality, Nepal.
୨୬୩. Jones AN, Bridgeman J. An assessment of the use of native and denatured forms of okra seed proteins as coagulants in drinking water treatment. *Journal of Water and Health*. ୨୦୧୬;୧୪(୫):୪୬୮-୪୭୧.
୨୬୪. Mbaeze MC, Agbazue V, Orjioke N. Comparative assessment of performance of aluminium sulphate (alum) and ferrous sulphate as coagulants in water treatment. *Mod Chem Appl*. ୨୦୧୮;୫:୧-୧୪.
୨୬୫. Ebadi M, Asareh A, Jalilzadeh Yengejeh R, Hedayat N. Investigation of electro-coagulation process for phosphate and nitrate removal from sugarcane wastewaters. *Iranian journal of toxicology*. ୨୦୨୧;୧୫(୧):୧୭-୨୮.
୨୬୬. Benalia A, Baatache O, Zerguine KE, Khediri A, Derbal K, Ferroudj N, et al. Wastewater Treatment Using a Combination of Pumpkin seed Waste After Extraction of Essential Oils (Bio-Coagulant) and Ferric Chloride (Chemical Coagulant): Optimization and Modeling Using a Box–Behnken Design. *Applied Sciences*. ୨୦୨୦;୧୦(୧୦):୫୪୩୭.
୨୬୭. Laskaridis A, Sarakatsianos I, Tzollas N, Katsoyiannis IA. Simultaneous removal of arsenate and chromate from ground-and surface-waters by iron-based redox assisted coagulation. *Sustainability*. ୨୦୨୦;୧୨(୧୩):୫୩୭୪.
୨୬୮. Tahraoui H, Toumi S, Boudoukhani M, Touzout N, Sid ANEH, Amrane A, et al. Evaluating the effectiveness of coagulation–flocculation treatment using aluminum sulfate on a polluted surface water source: A year-long study. *Water*. ୨୦୨୪;୧୬(୩):୪୦୦.
୨୬୯. Van Nguyen D, Ho PQ, Van Pham T, Van Nguyen T, Kim L. Treatment of surface water using cold plasma for domestic water supply. *Environmental Engineering Research*. ୨୦୧୭;୨୪(୩):୪୧୨-୪୧୮.
୨୭୦. Krasnopyorova M, Gorchachev I, Kharkin P, Severinenko M, Zheltov D. Study of the Trace Element Composition of Drinking Water in Almaty City and Human Health Risk Assessment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. ୨୦୨୦;୨୨(୪):୫୮୦.
୨୭୧. Vetrimurugan E, Brindha K, Elango L, Ndwandwe OM. Human exposure risk to heavy metals through groundwater used for drinking in an intensively irrigated river delta. *Applied Water Science*. ୨୦୧୮;୮(୮):୩୮୮୮-୩୮୯୮.
୨୭୨. Rahim A, Khan S, Rani A, Balaram V, Ahmed R. Occurrence, toxicity load, pollution index and health risk assessment of trace elements in drinking water of two catchments in North-western Himalayas. *International Journal of River Basin Management*. ୨୦୨୦;୨୩(୨):୨୩୦-୨୪୮.
୨୭୩. Sarkar B, Mitchell E, Frisbie S, Grigg L, Adhikari S, Maskey Byanju R. Drinking water quality and public health in the Kathmandu Valley, Nepal: coliform bacteria, chemical contaminants, and health status of consumers. *Journal of Environmental and Public Health*. ୨୦୨୨;୨୦୨୨(୧):୩୮୭୦୮୭୭.
୨୭୪. Ali A, Badruzzaman A, Jalil M, Hossain MD, Hussainuzzaman M, Badruzzaman M, et al. Development of low-cost technologies for removal of arsenic from groundwater: United Nations University-Institute for Water, Environment and Health; ୨୦୦୧.
୨୭୫. Tang X, Zheng H, Teng H, Sun Y, Guo J, Xie W, et al. Chemical coagulation process for the removal of heavy metals from water: a review. *Desalination and Water Treatment*. ୨୦୧୬;୫୮(୪):୧୮୩୩-୧୮୪୮.

۲۷۶. Zhao B, Christodoulatos C, Shi Q, Ji M, Sheets S, Meng X. Effective removal of sulfate and heavy metals from wastewater by ettringite precipitation using aluminum-based sludge. *Separation and Purification Technology*. ۲۰۲۶;۳۸۲:۱۳۵۷۷۶.
۲۷۷. کریمی س, رمضان‌ی اعتدالی ه, ستوده نیا ع. حذف آرسنیک از آب آشامیدنی با استفاده از ماده منعقد کننده آلوم. ۱۴۰۲.
۲۷۸. Liang YM, Jun M, Liu W. Enhanced removal of lead(II) and cadmium(II) from water in alum coagulation by ferrate(VI) pretreatment. *Water Environ Res*. ۲۰۰۷;۷۹(۱۲):۲۴۲۰-۶.
۲۷۹. Muhammad N, Parr J, Smith MD, Wheatley AD. Removal of heavy metals by slow sand filtration. ۱۹۹۷.
۲۸۰. Liu L, Fu Y, Wei Q, Liu Q, Wu L, Wu J, et al. Applying Bio-Slow Sand Filtration for Water Treatment. *Polish journal of environmental studies*. ۲۰۱۹;۲۸(۴).
۲۸۱. Verma S, Daverey A, Sharma A. Slow sand filtration for water and wastewater treatment—a review. *Environmental Technology Reviews*. ۲۰۱۷;۶(۱):۴۷-۵۸.
۲۸۲. Pavón JLP, Martín SH, Pinto CG, Cordero BM. Determination of trihalomethanes in water samples: a review. *Analytica chimica acta*. ۲۰۰۸;۶۲۹(۱-۲):۶-۲۳.
۲۸۳. Sriboonnak S, Induvesa P, Wattanachira S, Rakruam P, Siyasukh A, Pumas C, et al. Trihalomethanes in water supply system and water distribution networks. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. ۲۰۲۱;۱۸(۱۷):۹۰۶۶.
۲۸۴. Dat PT, Hoa TTH, Anh NV, Huyen DTT. Assessment of trihalomethanes formation during the treatment of surface water in coastal areas. *Journal of Science and Technology in Civil Engineering (JSTCE)-HUCE*. ۲۰۲۴;۱۸(۲):۱-۱۱.
۲۸۵. Lantagne D, Blount B, Cardinali F, Quick R. Disinfection by-product formation and mitigation strategies in point-of-use chlorination of turbid and non-turbid waters in western Kenya. *Journal of Water and Health*. ۲۰۰۸;۶(۱):۶۷-۸۲.
۲۸۶. Dąbrowska L. Removal of trihalomethane (THM) precursors from water during coagulation enhanced by ozonation. *Desalination and Water Treatment*. ۲۰۲۰;۱۹۹:۱۹۸-۲۰۴.
۲۸۷. Lin Q, Dong F, Miao Y, Li C, Fei W. Removal of disinfection by-products and their precursors during drinking water treatment processes. *Water Environment Research*. ۲۰۲۰;۹۲(۵):۶۹۸-۷۰۵.
۲۸۸. Hitzfeld BC, Höger SJ, Dietrich DR. Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environmental health perspectives*. ۲۰۰۰;۱۰۸(suppl ۱):۱۱۳-۲۲.
۲۸۹. Falconer IR. Is there a human health hazard from microcystins in the drinking water supply? *Acta hydrochimica et hydrobiologica*. ۲۰۰۵;۳۳(۱):۶۴-۷۱.
۲۹۰. Bae HK. Effects of Different Coagulants on Coagulation Process for Removal of *Microcystis aeruginosa*. *KSCE Journal of Civil Engineering*. ۲۰۲۱;۲۵(۳):۷۵۱-۶.
۲۹۱. Grützmacher G, Böttcher G, Chorus I, Bartel H. Removal of microcystins by slow sand filtration. *Environmental Toxicology: An International Journal*. ۲۰۰۲;۱۷(۴):۳۸۶-۹۴.

Abstract

Introduction: Coagulation and flocculation, as one of the most common and effective processes in drinking water treatment, play a key role in destabilizing colloidal particles, organic matter, color, and reducing turbidity of raw water. Using sludge from the sedimentation unit of a water treatment plant alone and in combination with common coagulants can be an important step in recovering and recycling sludge and also to treat the filtration effluent for reuse. Therefore, the present study aimed to investigate the efficiency of the coagulation and flocculation process using sludge from the sedimentation unit in the filtration wastewater treatment of a water treatment plant in Sanandaj.

Materials and Methods: This research was an experimental intervention study that was conducted from October 1403 to July 1404 in the Chemistry Laboratory of the School of Health, Kurdistan University of Medical Sciences. Fresh sludge samples from the sedimentation unit and samples of the backwash wastewater of the sand filters of the drinking water treatment plant in Sanandaj were collected at three different times (beginning, middle, and end of backwashing). In the first stage, the physical, chemical, and biological characteristics of the raw wastewater were measured. Then, the efficiency of the dried sludge and each of the common coagulants (alum, ferric chloride and PAC) in the range of different doses in removing turbidity, UV₂₅₄ color was compared with the Jartest test and the optimal dose of each was determined. In the next step, the combination of the optimal dose of sludge with different doses of each coagulant was investigated to find the most effective combination method. Finally, the quality of the treated wastewater under these conditions was evaluated and compared in terms of the TOC parameter and the IRWQI and Wilcox quality indices.

Results: The results of the study showed that the highest turbidity removal efficiency (99/22%) was related to the combined process of sludge and aluminum sulfate with a turbidity reduction of 0.79 NTU. Sludge alone showed limited efficacy in removing true color, but its use with other coagulants at all doses tested resulted in complete removal of true color. Also, the highest of UV₂₅₄ removal efficiency (97.32%) was related to the combination of sludge with polyaluminum chloride. The optimal dose for turbidity removal was determined as 10, 3, 20, 5, 20, 20, 20 mg/L for sludge, ferric chloride, aluminum sulfate, polyaluminum chloride, sludge and ferric chloride combination, sludge and aluminum sulfate combination and sludge and polyaluminum chloride combination. The optimal doses for removing UV₂₅₄ were 10, 3, 30, 10, 20, 20 and 30 mg/L, respectively. Finally, all optimized coagulation methods (whether using coagulants alone or in combination with sludge) resulted in almost complete color removal. The highest TOC reduction in the effluent was observed in the presence of aluminum sulfate and the combination of sludge with ferric chloride. The water quality index in the raw sample was relatively low, but in the presence of sludge and effluent after one hour of sedimentation it was in the "good" range and in the other combinations it was in the "relatively good" range. Overall, the effluent after treatment was of good quality and can be used for most agricultural products.

Conclusion: All coagulation methods removes the color almost completely. However, combination sludge with aluminum sulfate was found to be the most effective method in reducing turbidity, and The highest UV₂₅₄ removal efficiency was related to the combination of sludge

and polyaluminum chloride. These results indicate the desirable efficiency of sludge as a coagulant aid in the coagulation process. Finally, the effluent was within the desired in terms of Wilcox and WQI indices.

Keywords: Coagulation and flocculation; Sedimentation sludge; Filter backwash; Water treatment plant; Turbidity



**Water and Waste Water
Company of Kurdistan**



**Hamadan University of Medical Sciences
Faculty of Health Sciences**

**A Dissertation Submitted for the Degree of Master in
Environmental Health Engineering**

Title

**Evaluation of the efficiency of coagulation and flocculation
process using sedimentation unit sludge in the filtration
wastewater treatment of the sanandaj water treatment plant**

By

Sona Ghaderi

Supervisors

Dr. Reza Rezaee / Dr. Esmail Ghahramani

Consultants

Dr. Afshin Maleki / Dr. Mehdi Safari

Year: 2025