

زلال سازی پساب پالایشگاهی به روش انعقاد با فریک کلراید و شناورسازی با هوای محلول

مریم سورانی^۱، ارجمند مهربانی^{۲*}، قاسم غفاری^۳، هستی هاشمی نژاد^۴
^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران
^۲ استاد، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران
^۳ رئیس واحد آب و بخار، شرکت پالایش نفت اصفهان، اصفهان، ایران
^۴ استادیار، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران
 دریافت: ۹۲/۱۰/۲۴ پذیرش: ۹۳/۳/۱۹

چکیده

پساب‌های روغنی پالایشگاه‌ها و پتروشیمی به دلیل وجود آلاینده‌های مختلف برای استفاده مجدد و یا قبل از رهاسازی در محیط زیست نیازمند تصفیه هستند. در این بررسی آزمایشگاهی فرایند انعقاد و لخته‌سازی با ترکیب فریک کلراید و شناورسازی با هوای محلول برای زلال‌سازی پساب پالایشگاه اصفهان استفاده شد. مشخصه‌های غلظت ماده منعقدکننده، pH محلول، میزان جریان برگشتی و زمان ماند به عنوان عوامل موثر بر فرایند زلال‌سازی مورد ارزیابی قرار گرفتند. آزمایش‌ها به روش آماری فاکتوریل عمومی طراحی و انجام شدند. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که pH محلول تاثیرگذارترین عامل در فرایند بوده و فریک کلراید در شرایط بهینه قابلیت حذف تیرگی به میزان بیش از ۵۰٪ را دارا است. شرایط بهینه در استفاده از ماده منعقدکننده به میزان ۳۲ppm در pH برابر با ۶/۲ می‌باشد که با تنظیم میزان جریان برگشتی در ۷۵٪ و زمان ماند ۲۰ دقیقه حاصل می‌گردد.

کلمات کلیدی: انعقاد و لخته‌سازی، شناورسازی با هوای محلول، فریک کلراید، پساب پالایشگاهی

مقدمه

پساب پالایشگاه‌های نفت شامل ترکیبات ناشی از پالایش نفت خام، تولید سوخت، واسطه‌های پتروشیمیایی و روان‌سازها است. این پساب‌ها منبع عمده آلودگی محیط آبی بوده و از روغن و گریس به علاوه سایر

*Arjomand@cc.iut.ac.ir

ترکیبات آلی سمی تشکیل شده‌اند [۱، ۲]. فرایند پالایش نفت خام به مقدار زیادی آب احتیاج دارد و در نتیجه حجم پساب تولیدی نیز فراوان می‌باشد. حجم پساب تولیدی فرایند پالایش، بین ۰/۴ تا ۱/۶ برابر مقدار نفت پالایش شده است. بنابراین با توجه به پالایش ۸۴ میلیون بشکه نفت خام در روز، مقدار ۳۳/۶ میلیون بشکه پساب به صورت روزانه در سراسر دنیا تولید می‌گردد. براساس پیش‌بینی‌های موجود تقاضای جهانی برای نفت خام در طی دو دهه آینده به ۱۰۷ میلیون بشکه در روز افزایش می‌یابد و در سال ۲۰۳۰ میلادی ۳۲ درصد انرژی مورد نیاز جهان از طریق نفت تأمین می‌شود. پیش‌بینی‌ها حکایت از تولید بیوسوخت‌ها نظیر اتانول و بیودیزل به میزان ۵/۹ میلیون بشکه در روز در سال ۲۰۳۰ میلادی دارد و منابع تجدید پذیر انرژی مانند باد و تابش خورشیدی نیز بین ۴ تا ۱۵ درصد از انرژی کل جهان را تأمین خواهد نمود. این داده‌ها بیانگر تداوم تولید پساب پالایشگاهی و ورود آن به پیکره آب‌های جهان می‌باشد [۱].

این پساب‌ها، مواد سمی خطرناکی مانند فنل‌ها و مواد هیدروکربنی را به محیط وارد می‌کنند. میزان آلودگی پساب‌ها بسته به نوع نفت تحت پالایش، ساختار واحد و نحوه عملیات، متغیر است. این پساب‌ها می‌توانند تأثیرات منفی شدیدی بر روی کیفیت منابع آبی برجای بگذارند [۱، ۳-۵].

تصفیه پساب‌ها به روش‌های مختلفی از جمله ته‌نشینی، سانتریفیوژ، شناورسازی، فیلتراسیون، اولترافیلتراسیون، اسمز معکوس، انعقاد و لخته‌سازی، جذب سطحی، اکسیداسیون شیمیایی و بیولوژیکی و یا ترکیبی از آنها صورت می‌پذیرد. کاربرد برخی از این روش‌ها به دلیل قطر کوچک قطرات روغن موجود دشوار و زمان‌بر است. عموماً این روش‌ها شامل انتقال مواد از یک فاز (واسطه) به یک فاز دیگر هستند؛ در نتیجه به یک مرحله دیگر برای حذف ترکیبات آلی نیاز است [۱، ۵-۷]. برخی از روش‌های ذکر شده بازده بالایی در تصفیه پساب را نتیجه می‌دهند. به عنوان مثال انعقاد الکتریکی می‌تواند میزان سولفات و اکسیژن‌خواهی شیمیایی^۱ را به ترتیب تا ۹۳ درصد و ۶۳ درصد کاهش دهد. با استفاده از روش اکسیداسیون الکتروشیمیایی، میزان اکسیژن‌خواهی شیمیایی تا ۹۲/۸ درصد کاهش پیدا می‌کند. هم‌چنین میزان کاهش اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی^۲ و شیمیایی در فرایند تصفیه با استفاده از شناورسازی توسط هوای محلول^۳ به ترتیب برابر ۷۶ تا ۹۴ درصد و ۷۲ تا ۹۲/۵ درصد گزارش شده‌اند [۴].

انعقاد و لخته‌سازی مفاهیمی نزدیک به هم هستند و گاهی به جای یکدیگر به کار می‌روند. می‌توان انعقاد و لخته‌سازی را به ترتیب به مراحل اختلاط سریع و ایجاد لخته نسبت داد. به عبارت دیگر فرایند انعقاد به صورت ایجاد ناپایداری در ذرات معلق و کلوئیدی موجود در آب و انجام لخته‌سازی با نزدیک کردن این ذرات به یکدیگر و تشکیل ذرات وزین‌تر تعریف شده است. منظور از ناپایدار شدن ذرات، افزودن یک ماده شیمیایی موسوم به ماده منعقدکننده به آب و در نتیجه خنثی کردن و یا کاهش بارهای الکتریکی ذرات است. پس از ناپایدار شدن ذرات، در مرحله اختلاط کند، ذرات اجازه نزدیک شدن به یکدیگر را یافته و در نتیجه ذرات بزرگ‌تر و وزین‌تری را ایجاد می‌کنند. این ذرات درشت‌تر با استفاده از روش‌هایی نظیر

¹Chemical Oxygen Demand

²Biological Oxygen Demand

³Dissolved Air Flotation

ته‌نشینی، شناورسازی یا استفاده از فیلتر می‌توانند به راحتی جدا شوند [۸-۱۱]. نمک‌های آلومینیوم و آهن متداول‌ترین منعقدکننده‌هایی هستند که تاکنون برای تصفیه آب و پساب مورد استفاده قرار گرفته‌اند [۱۲-۱۴].

شناورسازی با هوای محلول یک روش زلال‌سازی برای حذف ذرات معلق و نیز آگیری از لجن است. البته به کارگیری یک مرحله پیش تصفیه قبل از فرایند شناورسازی منجر به افزایش بازدهی این فرایند می‌گردد. یک مخزن شناورسازی با هوای محلول به دو قسمت تقسیم می‌شود. بخش اول تحت نام ناحیه تماس توسط یک صفحه^۱ از ناحیه جداسازی، جدا شده است. هدف از تأمین ناحیه تماس ایجاد فضایی مناسب برای برخورد ذرات و چسبیدن لخته‌ها و حباب‌های هوا به یکدیگر است. حباب‌های هوای چسبیده به لخته‌ها را توده لخته - حباب می‌نامند. آب حاوی سوسپانسیونی از توده لخته-حباب، حباب‌های آزاد و ذرات لخته‌ای که به حباب‌ها نچسبیده‌اند، به ناحیه جداسازی جریان پیدا می‌کند. در این ناحیه حباب‌های آزاد و توده لخته-حباب به سطح آب صعود نموده و لایه شناور شده از روی سطح مخزن جمع‌آوری می‌گردد. آب زلال تولید شده از قسمت پایینی مخزن خارج می‌شود. به طور معمول پس از مخزن‌های استاندارد، یک صافی شنی وجود دارد و جریان برگشتی می‌تواند از پیش و یا پس از صافی گرفته شود [۱۵-۱۹].

مواد و روش آزمایش

یک پایلوت از واحد شناورسازی با هوای محلول، به منظور شبیه‌سازی واحد بازیافت پساب پالایشگاه اصفهان، طراحی و ساخته شد. این پایلوت شامل یک مخزن اشباع سازی آب از هوا^۲ تحت فشار و یک مخزن شناورسازی شیشه‌ای به حجم ۱/۵ لیتر است. مخزن اشباع سازی آب از هوا با حجم تقریبی ۶/۲ لیتر به قطر ۱۵ سانتی‌متر و ارتفاع ۳۵ سانتی‌متر، دارای دو ورودی برای آب و هوا و یک خروجی برای آب اشباع شده از هوا^۳ و یک فشارسنج، برای اندازه‌گیری فشار داخل مخزن می‌باشد. پس از پر شدن مخزن به میزان ۷۵ درصد حجمی از آب در معرض هوای فشرده، در فشار ۴ بار قرار گرفت.

روش انجام آزمایش به این ترتیب بود که در ابتدا pH نمونه پساب جمع‌آوری شده از خروجی مخزن یکنواخت سازنده^۴ واحد بازیافت آب شرکت پالایش نفت اصفهان، با افزودن محلول سدیم هیدروکسید یا کلریدریک اسید تنظیم شده و سپس مقدار معینی از ماده منعقدکننده فریک کلراید از محصولات شرکت تیتراکم به آن افزوده می‌شود. پس از ده دقیقه اختلاط و تشکیل شدن لخته، با توجه به درصد جریان برگشتی مطلوب، حجم معینی از آب اشباع شده از هوا بر اساس رابطه زیر به آن افزوده می‌گردد.

$$\text{برگشتی}(\%) = \left(\frac{R}{V}\right) \times 100 \quad (1)$$

که در آن R حجم آب اشباع از هوا و V حجم نمونه پساب اولیه است.

¹Baffle

² Retention Tank

³ White Water

⁴ Equalization Basin

حباب‌های ریز هوا در اثر آزاد شدن و صعود به سطح مایع، لخته‌های تشکیل شده را به سطح مایع هدایت می‌کنند. پس از سپری شدن زمان ماند، از ۲/۵ سانتی‌متری سطح مایع نمونه‌برداری شده و تیرگی آن به عنوان شاخصی از میزان آلودگی پساب با دستگاه کدورت سنچ مدل 2100A ساخت شرکت HACH اندازه‌گیری شد. با توجه به تیرگی اولیه و نهایی پساب (T_0 و T_1)، درصد حذف تیرگی بر اساس رابطه (۲) محاسبه می‌شود.

$$\text{میزان حذف کدورت (\%)} = \left(\frac{T_0 - T_1}{T_0} \right) \times 100 \quad (2)$$

طراحی آزمایش‌های مورد نیاز به روش فاکتوریل عمومی^۱ توسط نرم‌افزار Design Expert 7.0.0 انجام شد. مشخصه‌های مورد بررسی و سطوح در نظر گرفته شده در طراحی آزمایشات در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱. عوامل و سطوح طراحی آزمایش

عوامل	کد	سطح یک	سطح دو	سطح سه
میزان مصرف ماده منعقدکننده (ppm)	A	۲۰	۳۰	۴۰
pH	B	۴	۷	۹
نسبت جریان برگشتی (%)	C	۲۵	۵۰	۷۵
زمان ماند (min)	D	۱۰	۲۰	-

نتایج و بحث

اثر pH

نحوه تغییرات میزان حذف کدورت از پساب با pH در شرایط گوناگون ششگانه در شکل ۱ ارائه شده است. با توجه به این نمودار، صرف نظر از میزان ماده منعقدکننده مصرفی بیشترین بازده در pH خنثی مشاهده می‌شود و اسیدی یا بازی کردن پساب از کارایی ماده منعقدکننده در حذف تیرگی می‌کاهد.

این نتیجه با نتایج به دست آمده توسط میثمی (۲۰۰۵) و بنی‌هاشمی (۱۳۸۷) مطابقت دارد [۲۰، ۲۱]. راتاناپان^۲ (۲۰۱۱) pH بهینه برای فریک کلراید را برابر ۶ گزارش کرده است [۱۶]. مود^۳ (۲۰۱۱) نیز مقدار بهینه pH برای عملکرد فریک کلراید را برابر ۴/۸ تعیین کرد [۱۹]. با توجه به هر یک از نمودارهای نشان داده شده در شکل ۱ مشاهده می‌شود، بیشترین بازده در مقدار ۳۰ ppm از منعقدکننده به دست آمده است. کاهش بازده حذف کدورت در صورت افزایش ماده منعقدکننده را می‌توان ناشی از اثرات پتانسیل زتا^۴ دانست. ژان^۵ (۲۰۱۰) دلیل این امر را عبور از نقطه ایزوالکتریک دانسته است و بیان می‌کند که همواره با افزایش میزان مصرف ماده منعقدکننده نمی‌توان به بازده حذف کدورت بیشتر رسید [۲۲]. این نتیجه با تجربیات فرج‌نژاد (۲۰۱۲) نیز هم‌خوانی دارد [۲۳].

¹ General Factorial

² Rattanapan

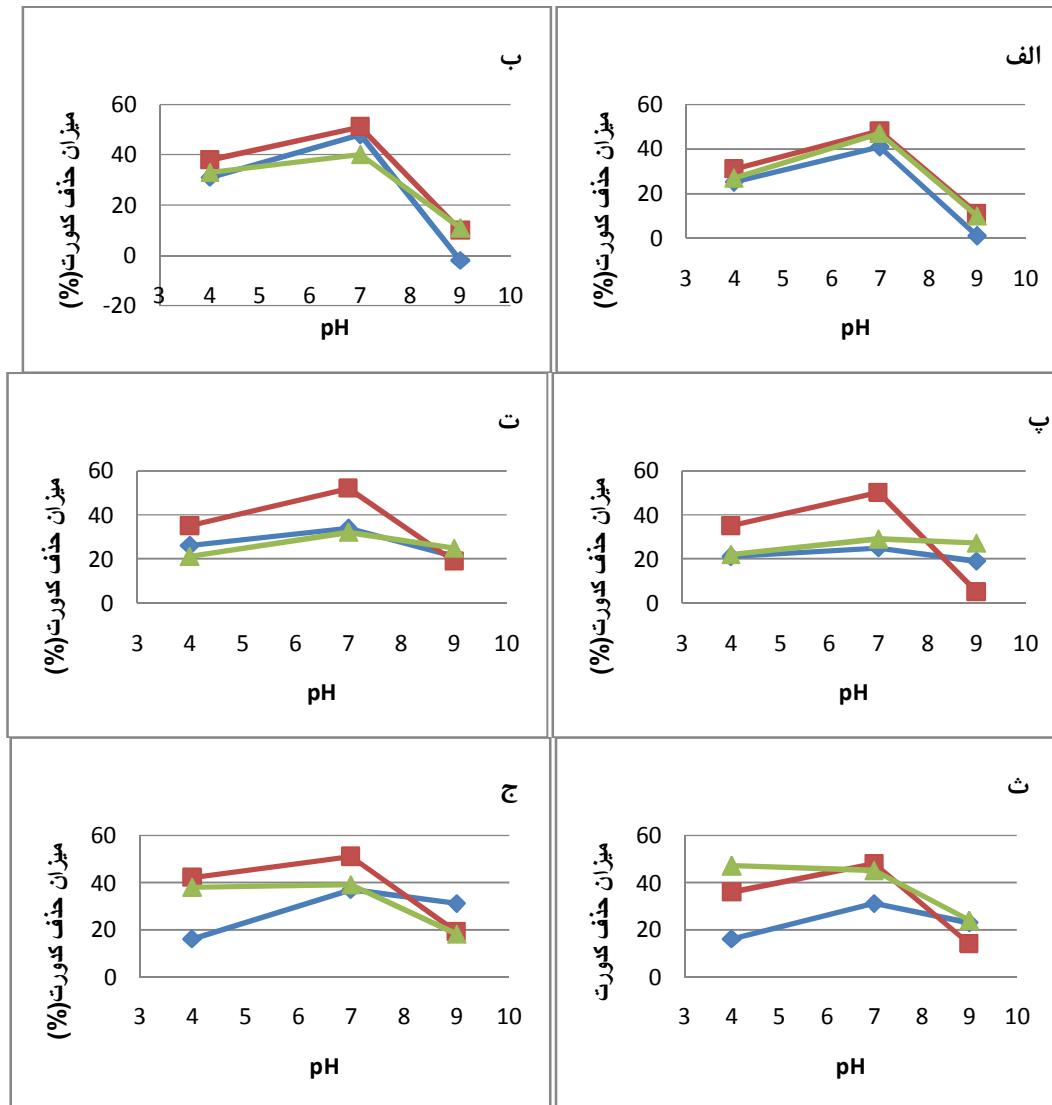
³ Mohd

⁴ Zeta Potential

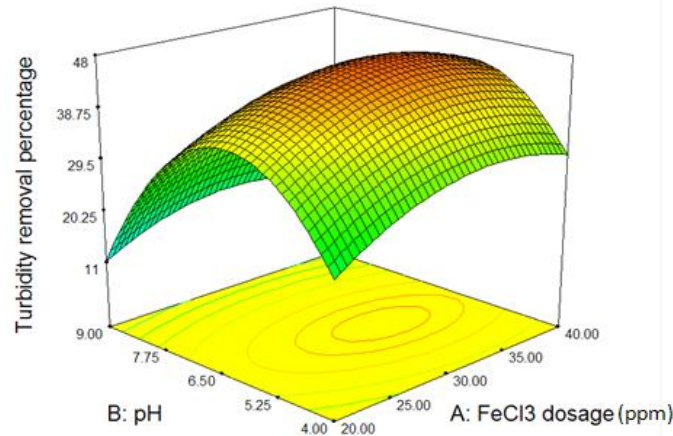
⁵ Zhan

اثرات دوتایی عوامل

تأثیر همزمان دز مصرفی منعقدکننده و pH بر میزان حذف کدورت نمونه پساب در شکل ۲ آورده شده است. با توجه به نمودار می‌توان شرایط بهینه میزان منعقدکننده مصرفی و pH را به صورت همزمان تعیین کرد. غلظت و pH بهینه تعیین شده به وسیله نرم‌افزار مورد استفاده به ترتیب برابر ۳۲ ppm و ۶/۲ می‌باشند. این مقادیر پیشنهادی در سطوح متوسط مشخصه‌های نسبت جریان برگشتی و زمان ماند به ترتیب برابر ۵۰٪ و ۱۵ دقیقه می‌باشند.

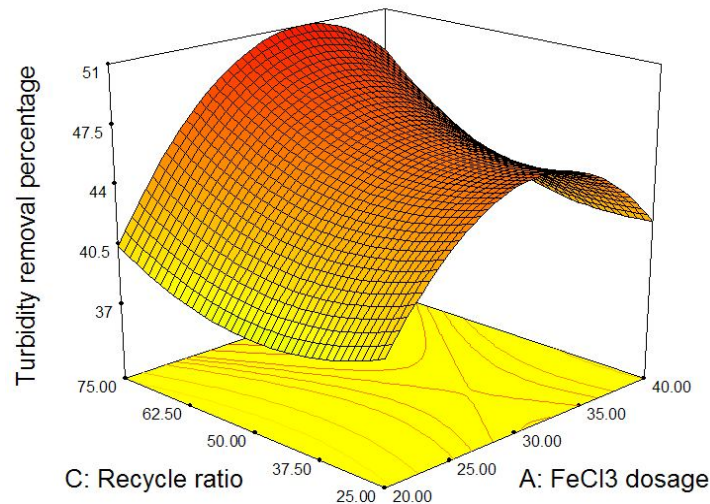


شکل ۱. نحوه تأثیر PH بر درصد حذف کدورت برای مقادیر مختلف از غلظت‌های ماده منعقدکننده فریک کلراید (۲۰ppm-◆، ۳۰ppm-■، ۴۰ppm-▲)، الف (نسبت جریان برگشتی=۲۵درصد، زمان ماند=۱۰ دقیقه)، ب (نسبت جریان برگشتی=۲۵درصد، زمان ماند=۲۰ دقیقه)، پ (نسبت جریان برگشتی=۵۰درصد، زمان ماند=۱۰ دقیقه)، ت (نسبت جریان برگشتی=۵۰درصد، زمان ماند=۲۰ دقیقه)، ث (نسبت جریان برگشتی=۷۵درصد، زمان ماند=۱۰ دقیقه)، ج (نسبت جریان برگشتی=۷۵درصد، زمان ماند=۲۰ دقیقه)



شکل ۲. تأثیرات دوتایی دز مصرفی منعقدکننده و pH بر درصد حذف تیرگی

نحوه تغییرات همزمان و چگونگی برهم کنش دوتایی عوامل دز منعقدکننده و درصد جریان برگشتی در شکل ۳ ارائه شده است. این نمودار در برشی از سطح میانگین مشخصه‌های pH و زمان ماند به ترتیب برابر ۶/۵ و ۱۵ دقیقه می‌باشد. براساس این شکل می‌توان نتیجه گرفت که میزان نسبت جریان برگشتی بدون توجه به میزان منعقدکننده مصرفی دارای یک نقطه کمینه است. به عنوان مثال در شرایطی که مشخصه غلظت ماده منعقدکننده در مقدار ۳۲ ppm است و مشخصه میزان جریان بازگشتی در مقداری حدود ۳۸ درصد می‌باشد، کم‌ترین بازده حذف تیرگی را می‌توان تجربه نمود. در ضمن بالاترین بازده در میزان جریان برگشتی ۷۵ درصد می‌باشد.



شکل ۳. تأثیرات دوتایی دز مصرفی منعقدکننده و درصد جریان برگشتی بر درصد حذف تیرگی

بر اساس نتایج حاصل از آنالیز واریانس که در ادامه مورد بحث قرار می‌گیرد در میان عامل‌های مورد ارزیابی در این مطالعه، زمان ماند کم‌ترین تأثیر را در مقایسه با سایر عوامل در حذف تیرگی دارد.

آنالیز واریانس و مدل سازی

تحلیل نتایج آزمایشگاهی به دست آمده در این پژوهش به روش آنالیز واریانس توسط نرم افزار مورد استفاده انجام گرفت و مدلی با کمیت $Prob>F$ کم تر از $0/0001$ و R^2 برابر $0/7320$ به صورت رابطه (۳) به دست آمد:

$$Turbidity\ Removal\ (\%) = 46.23 + 2.62*A - 7.06*B + 1.87*C + 1.08*D - 1.39*A*B + 1.37*A*C - 1.69*A*D + 2.81*B*C - 0.051*B*D - 0.33*C*D - 5.86*A^2 - 20.86*B^2 - 2.22*C^2 \quad (3)$$

مقادیر F -value و $Prob>F$ حاصل از آنالیز واریانس برای کلیه مشخصه‌های مورد بررسی در جدول ۲ ارائه شده است. مقادیر F -value بیان کننده میزان اهمیت نسبی هر مشخصه در تابع هدف می‌باشند. به طوری که هر چه مقدار این کمیت برای مشخصه‌ای بزرگ‌تر باشد، مشخصه مورد نظر تأثیر بیش تری در نتیجه خواهد داشت. مشخصه $Prob>F$ نشان‌دهنده معنی‌دار بودن یا بی‌معنی بودن یک مشخصه می‌باشد. به طور معمول مقادیر کم تر از $0/05$ معنی‌دار و مقادیر بیش تر از $0/1$ بی‌معنی شناخته می‌شوند. طبق جدول ۲، pH و توان دوم آن، مشخصه‌های معنی‌دار در این آزمایش‌ها معرفی شدند. البته می‌توان با احتیاط میزان مصرف ماده منعقدکننده، توان دوم آن و نیز حاصلضرب pH در نسبت جریان برگشتی را نیز معنی‌دار تلقی کرد.

جدول ۲. نتایج حاصل از تحلیل واریانس

منبع	F-Value	Prob>F	موقعیت
مدل	۸/۴۰	$0/0001 >$	معنی دار
A	۳/۷۰	$0/0616$	بی معنی
B	۲۶/۹۸	$0/0001 >$	معنی دار
C	۱/۸۸	$0/1780$	بی معنی
D	۰/۹۴	$0/3387$	بی معنی
A×B	۰/۷۱	$0/4044$	بی معنی
A×C	۰/۶۸	$0/4134$	بی معنی
A×D	۱/۵۶	$0/2195$	بی معنی
B×C	۲/۸۹	$0/0972$	بی معنی
B×D	$1/438 \times 10^{-3}$	$0/9699$	بی معنی
C×D	۰/۰۶۰	$0/8074$	بی معنی
A ^۲	۶/۲۱	$0/0170$	بی معنی
B ^۲	۷۱/۴۸	$0/0001 >$	معنی دار
C ^۲	۰/۸۹	$0/3505$	بی معنی

نتیجه گیری

در این مطالعه تأثیر ۴ مشخصه مقدار غلظت منعقدکننده فریک کلراید، pH، درصد جریان برگشتی در روش شناورسازی با هوای محلول و همچنین زمان ماند بر روی میزان حذف تیرگی بررسی شد. بر اساس نتایج آزمایشگاهی به دست آمده و آنالیز واریانس مشخصه‌های pH، دز منعقدکننده و درصد جریان برگشتی به ترتیب مؤثرترین و مشخصه زمان ماند کمترین درجه اهمیت را در فرایند زلال‌سازی دارند.

تشکر و قدردانی

از تمامی کارکنان واحد تحقیق و توسعه، آزمایشگاه و واحد بازیافت آب شرکت پالایش نفت اصفهان به ویژه جناب آقایان مهندس هدایتی، توکل، میرمحمدی و هاشم‌زاده که نهایت همکاری را با پژوهش حاضر داشته‌اند، سپاسگزاری می‌شود.

منابع

1. Diya'uddin B.H., Wan Duad W.M.A., Abdul Aziz A.R., Treatment technologies for petroleum refinery effluents: A review, *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 89, 2011, pp. 95-105.
۲. سعیدی م.، خلوتی فهلیانی ا.، کاهش اکسیژن‌خواهی شیمیایی پساب خروجی پالایشگاه گازی پارس جنوبی به روش انعقاد الکتریکی، آب و فاضلاب، شماره ۱، ۱۳۸۹، ص ص ۴۰-۴۸.
3. Santo C.E., Vilar V.J.P., Botelho C.M.S., Bhatnagar A., Kumar E., Boaventura R.A.R., Optimization of coagulation-flocculation and flotation parameters for the treatment of a petroleum refinery effluent from a Portuguese plant, *Chemical Engineering Journal*, vol. 183, 2011, pp. 117-123.
4. Ishak S., Malakahmad A., Isa M.H., Refinery wastewater biological treatment: A short review, *Journal of Scientific & Industrial Research*, vol. 71, 2012, pp. 251-256.
5. Zouboulis A.I., Avranas A., Treatment of oil-in-water emulsion by coagulation and dissolved-air flotation, *Colloids and Surfaces*, vol. 172, 2000, pp. 153-161.
6. Tansel B., Pascual B., Removal of emulsified fuel oils from brackish and pond water by dissolved air flotation with and without polyelectrolyte use: Pilot-scale investigation for estuarine and near shore applications, *Chemosphere*, vol. 85, 2011, pp. 1182-1168.
7. Thamer J.M., Hashim M., Eman H.Z.A.A., Treatment of oily wastewater, *Eng. & Technology*, vol. 25, 2007, pp. 407-421.
۸. پایداری پ.، تائبی ا.، هاشمی‌نژاد ه.، کارایی بلوط به عنوان منعقدکننده در تصفیه آب و فاضلاب، چهارمین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ۱۳۸۹.
۹. مهربانی ا.، پیکری م.، مبانی تصفیه آب، چاپ چهارم، ویرایش اول، انتشارات ارکان دانش، ۱۳۸۹.
۱۰. پایداری پ.، ارزیابی عملکرد دانه بلوط به عنوان منعقدکننده و کمک منعقدکننده در تصفیه آب، کارشناسی ارشد، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه صنعتی اصفهان، ۱۳۹۰.

۱۱. کولیوند ر.، حاجیان م.، فرخزاده ح.، محمودیان م.، بررسی راندمان حذف کدورت در سیستم شناورسازی با هوای محلول و مقایسه آن با فرایند ته‌نشینی ساده، مجله پژوهش آب ایران، سال پنجم، شماره ۸، ۱۳۹۰، ص ۳۳-۴۰.
۱۲. پیرصاحب م.، زینتی‌زاده ع.ا.، درگاهی ع.، ارزیابی عملکرد فرایند انعقاد برای حذف مقادیر کم کدورت و رنگ آب با استفاده از منعقدکننده‌های مختلف، آب و فاضلاب، شماره ۱، ۱۳۹۱، ص ۱۱۱-۱۱۸.
13. Ozbelge T.A., Ozbelge O.H., Baskaya S.Z., Removal of phenolic compounds from rubber-textile wastewaters by physico-chemical methods, Chemical engineering and Processing, vol. 41, 2001, pp. 719-730.
۱۴. حسینی س.م.، راد م.م.س.، مقدم س.م.ع.، بررسی راندمان منعقدکننده پلی آلومینیوم کلراید در تصفیه فاضلاب‌های نفتی با استفاده از روش تاگوچی، ششمین کنگره ملی مهندسی عمران، دانشگاه سمنان، سمنان، ایران، ۱۳۹۰.
15. Edswald J.K., Dissolved air flotation and me, Water Research, vol. 44, 2010, pp. 2077-2106.
16. Rattanapan C., Sawain A., Suksaroj T., Suksaroj C., Enhanced efficiency of dissolved air flotation for biodiesel wastewater treatment by acidification and coagulation processes, Disallination, vol. 280, 2011, pp. 370-377.
17. Al-Shamrani A.A., James A., Xiao H., Destabilisation of oil-water emulsions and separation by dissolved air flotation, Water Research, vol. 36, 2002, pp. 1503-1512.
18. Al-Shamrani A.A., James A., Xiao H., Separation of oil from water by dissolved air flotation, Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects, vol. 209, 2002, pp. 15-26.
19. Mohd N.A., Puganeshwary P., Hamidi A.A., Optimization of coagulation and dissolved air flotation (DAF) treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology (RSM), Disallination, vol. 277, 2011, pp. 74-82.
۲۰. بنی‌هاشمی آ.، علوی‌مقدم م.، مکنون ر.، نیک‌آذر م.، مطالعه آزمایشگاهی کاربرد پلیمر معدنی آلومینیوم در حذف کدورت از آب، آب و فاضلاب، شماره ۶۶، ۱۳۸۷، ص ۸۲-۸۶.
21. Meyssami B., Kasaeian A.B., Use of coagulants in treatment of olive oil wastewater model solutions by induced air flotation, Bioresource Technology, vol. 96, 2005, pp. 303-307.
22. Zhan X., Gao B., Yue Q., Wang Y., Wang Q., Coagulation efficiency of polyaluminum chloride for natural organic matter removal from low specific UV absorbance surface water and the subsequent effects on chlorine decay, Chemical Engineering Journal, vol. 161, 2010, pp. 60-67.
23. Farajnezhad H., Gharbani P., Coagulation treatment of wastewater in petroleum industry using poly aluminum chloride and ferric chloride, IJRRAS, vol. 13, 2012, pp. 306-310.