بررسی عملکرد استفاده از کربن فعال در سیستم لجن فعال با هوادهی گسترده تصفیه خانه بیمارستان برای حذف آفت کش سایهالوترین

مهری ممقانی فر[1]، لیندا یادگاریان[2*] و حسین غفوریان [3]

۱ . گروه محیط زیست گرایش آب و فاضلاب، دانشکده علوم وفنون دریایی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران شمال

۲. گروه محیط زیست دریا، دانشکده علوم وفنون دریایی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران شمال

۳ . گروه شیمی دریا، دانشکده علوم و فنون دریایی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران شمال

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۱/۱۳ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۵/۰۵

چکیده

فاضلاب های بیمارستانی دارای پاتوژن های بیماری‌زا و مواد شیمیایی خطرناک می‌باشد. با توجه به خطرات ناشی از فاضلاب‌ها بررسی نحوه تصفیه و میزان سموم پسماند و خروجی فاضلاب ها بسیار حائز اهمیت است. هدف از انجام مطالعه حاضر، اندازه گیری و بررسی عملکرد سیستم لجن فعال با هوادهی گسترده تصفیه خانه بیمارستان برای حذف سموم آفت کش لامبدا سایهالوترین و ارائه راهکارهایی برای بهبود سیستم تصفیه بیمارستانی می باشد. تصفیه خانه بیمارستان مورد مطالعه دارای سیستم لجن فعال با هوادهی گسترده می‌باشد. در این مطالعه نمونه پساب خروجی بیمارستان قبل از سمپاشی و بعد از سمپاشی اول و دوم برداشته شد. در هر مرحله سه تکرار برای آنالیز و سه تکرار برای تیمار کربن فعال، برداشته شد. در تیمار کربن فعال، تاثیر کربن فعال در کاهش میزان سم لامبدا سایهالوترین نیز بررسی گردید. استخراج سم با استفاده از روش کچرز انجام شد. آنالیز سم لامبدا سایهالوترین با استفاده از دستگاه گاز کروماتوگرافی با دتکتور طیف سنجی جرمی(GC/MS) صورت گرفت. سپس با استفاده از نرم افزار SPSS و آزمون (t-test) و آنالیز واریانس در سطح معنی داری ۹۵ درصد، تجزیه و تحلیل نتایج انجام شد. نتایج نشان داد که غلظت سم لامبدا سایهالوترین در فاضلاب بیمارستانی قبل از سمپاشی در زیر حد تشخیص دستگاه بوده است و در طی دو سمپاشی متوالی به ترتیب به ppm ۰/۰۹ ±۲۷/۴۹ وppm ۰/۰۷ ±۳۷/۰ افزایش یافته است. در تیمار کربن فعال غلظت این سم در فاضلاب قبل از سمپاشی در زیر حد تشخیص دستگاه بوده و در طی دو سمپاشی متوالی به ترتیب ppm ۰/۰۵ ±۲/۲۲ و ppm ۰/۰۱ ±۱/۵۴ بوده است. مقایسه میزان سم سایهالوترین در نمونه‌های فاضلاب با و بدون تیمار کربن فعال با استاندارد آب آشامیدنی (ppm ۰/۰۰۰۱) و فاضلاب (ppm ۰/۰۳۱) توسط آزمون t- test نشانگر آن بود که بجز نمونه های فاضلاب قبل از سمپاشی که غلظت سم پایین تر از حد آشکارسازی روش بوده است، نمونه‌های فاضلاب مربوط به سمپاشی اول و دوم (با و بدون تیمار کربن فعال) تفاوت معنی‌داری در میزان سم سایهالوترین با مقادیر استاندارد آب آشامیدنی و فاضلاب داشتند (P<۰/۰۵). با اینکه به طور قابل ملاحظه ای کربن فعال باعث کاهش میزان سم سایهالوترین شده بود ولی هنوز در کلیه نمونه ها بیشتر از میران توصیه شده بود. این نتایج نشان دهنده این واقعیت است که سیستم لجن فعال با هوادهی گسترده به تنهایی روش مناسبی برای حذف و کاهش سم لامبدا سایهالوترین در پساب خروجی بیمارستان‌ها نیست و برای بهبود سیستم فاضلاب کنونی می‌توان از کربن فعال استفاده نمود.

واژگان کلیدی: فاضلاب بیمارستانی، تصیفه خانه، لجن فعال، کربن فعال، سم لامبدا سایهالوترین

*نگارنده پاسخگو **lyadegarian@yahoo.com**

مقدمه

جمعیت جهان در حال افزایش و منابع آب آشامیدنی رو به کاهش است، لذا جهان در آینده با مشکل کمبود آب مواجه خواهد شد. افزایش مصرف آب و ارتقاء سطح بهداشت و رفاه عمومی، آلوده شدن منابع آب، کمبود منابع آب شیرین و مناسب همگی سبب شده تا تأمین آب بهداشتی به یکی از دغدغه‌های اساسی جامعه جهانی تبدیل شود (Metcalf, 2003; Henze *et al*., 2002)

یکی از مراکز بسیار مهم تولید فاضلاب، بیمارستان‌ها می‌باشند. فاضلاب ناشی از بیمارستان ها و مراکز بهداشتی درمانی به طور کلی از نظر کیفی تقریبا مشابه فاضلاب شهری هستند اما ممکن است دارای مواد و ترکیبات بالقوه سمی و عوامل بیماری‌زای میکروبی، مواد شیمیایی خطرناک، داروها نیز باشند، که آنها را متفاوت می سازد و می‌تواند سلامت محیط، کارکنان شاغل در بخش بهداشت و درمان و کل جامعه را به خطر اندازد(Hicham *et al*., 2008) .

مواد موجود در فاضلاب بیمارستانی، در اکثر موارد برای مدت طولانی بدون تجزیه باقی می مانند، لذا امکان حضور آلاینده‌های بیمارستانی برای دوره ای طولانی در طبیعت وجود دارد. عدم رعایت صحیح اصول مدیریت فاضلاب بیمارستانی موجب نفوذ آن به آب‌های زیرزمینی و شیوع انواع بیماری‌های انگلی و عفونی در جامعه گردیده و پراکندگی آن در محیط باعث صدمه به موجودات زنده و اختلال در پایداری سیستم‌های اکولوژیکی می‌شود و گاه سبب ورود آلاینده‌های خطرناک و سمی به محیط زیست می‌گردد. از این رو تصفیه فاضلاب بیمارستانی قبل از تخلیه آن به محیط ضرورت دارد. یکی از روش‌های تصفیه بیولوژیکی فاضلاب و نیز یکی از سیستم‌های اصلاح شده لجن فعال، سیستم فرآیند لجن فعال هوادهی گسترده است. روش‌های گوناگونی برای تصفیه ی فاضلاب های صنعتی پیشنهاد شده است، ترسیب شیمیایی، فیلتراسیون غشایی، تبادل یونی و جذب با کربن فعال برخی از روش های معمول در صنعت هستند (Deen *et al*., 1972).

کردستانی و همکاران (۱۳۹۲)، به بررسی عملکرد فرایند بیولوژیکی واحد لجن فعال با هوادهی گسترده در تصفیه خانه فاضلاب بیمارستان (مطالعه موردی بیمارستان گلستان اهواز) پرداختند. نتایج این تحقیق نشان داد که میانگین کل راندمان حذف COD, BOD5, TSS به ترتیب برابر ۹۰/۹۹٪، ۸۹/۶۴٪ و ۸۸/۱۳٪ می‌باشد. آزمایش کلیفرم در پساب خروجی از تصفیه خانه فاضلاب بیمارستان در مدت تحقیق برای کل کلیفرم ها برابر ۳۰/۵۶ و برای کلیفرم های مدفوعی برابر ۲۹/۴۴ بوده که نشان دهنده راندمان خوب تصفیه خانه می‌باشد. نتایج حاصل نشان می‌دهد که MPN/100 ml تصفیه خانه فاضلاب بیمارستان گلستان با افزایش تعداد تخت های فعال، میزان دبی و بالا رفتن بار هیدرولیکی رفتار لجن فعال متعارف را به جای هوادهی گسترده ایفا می کند.

تکدستانی و همکاران (۱۳۹۴)، به پژوهشی تحت عنوان بررسی کارایی سیستم هوادهی گسترده لجن فعال فاضلاب بیمارستانی در حذف ترکیبات استروژنی (مطالعه موردی: بیمارستان های خوزستان) پرداختند. در این پژوهش ردیابی استروژن در محیط های آبی بوسیله نمونه برداری انجام گرفت. تعداد ۵۶ نمونه طی ۴ ماه از نقاط مختلف تصفیه خانه فاضلاب بیمارستانی گلستان و ابوذر در شهر اهواز گرفته شد. نمونه‌ها به روش الکترو کمی لومینسانس(ECL) Electrochemiluminescence توسط آزمایشگاه ایران زمین شهر اهواز مورد آنالیز قرار گرفتند. در این تحقیق اشکال مختلف استروژن (استرون، ۱۷- بتا استرادیول، استریول و ۱۷- آلفا اتینیل استرادیول) تحت عنوان استروژن مورد بررسی قرار گرفت و یافته ها نشان داد که میانگین هورمون موجود در فاضلاب ورودی به تصفیه خانه فاضلاب بیمارستان گلستان ۶۹/۰۸ نانوگرم بر لیتر و میانگین هورمون خروجی از تصفیه خانه ۷/۲۸ نانوگرم بر لیتر بود. میانگین هورمون موجود در ورودی تصفیه خانه بیمارستان ابوذر شهر اهواز ۷۰/۶۱ نانوگرم بر لیتر و در خروجی تصفیه خانه ۱۸/۹۴ نانوگرم بر لیتر بود.

پیرصاحب و همکاران (۱۳۹۱)، در مقاله ای تحت عنوان بررسی کارایی کربن فعال گرانولی در حذف سم ۲-۴- دی کلرو فنوکسی استیک اسید از محیط‌های آبی با هدف بررسی کارایی کربن فعال گرانولی در حذف ۲-۴- دی از محیط‌های آبی و همبستگی بین COD با غلظت این سم نشان دادند که ارتباط مستقیمی بین COD و غلظت سم وجود دارد. با افزایش زمان تماس در غلظت‌های متغیر سم، میزان حذف COD افزایش یافت، به نحوی که حداکثر میزان حذف سم به ترتیب ۹۰٪ و ۸۴٪ در غلظت‌های اولیه 50 mg/L و ۱۰۰سم در زمان تماس ۵۰ دقیقه بود.pH بهینه برای حذف سم در تمامی غلظت‌های اولیه سم و کربن فعال گرانولی اضافه شده در pH =۶ حاصل شد. نتیجه این بررسی نشان داد که کربن فعال گرانولی قابلیت حذف سم ۲-۴ دی تا حدود ۹۰٪ را در محیط‌های آبی دارد. همچنین بین COD و غلظت سم ۲-۴ دی ارتباط معنی‌داری برقرار بوده به طوری که می‌توان از

اندازه‌گیری COD به جای اندازه‌گیری مستقیم سم استفاده نمود.

هدف از این پژوهش بررسی میزان سم لامبدا سیهالوترین در فاضلاب خروجی بیمارستان و تاثیر فرآیند تصفیه سیستم لجن فعال با هوادهی گسترده در کاهش میزان سم ورودی به تصفیه خانه با اندازه گیری و بررسی عملکرد سیستم لجن فعال با هوادهی گسترده تصفیه خانه بیمارستان جهت حذف سموم آفت کش لامبدا سایهالوترین و ارائه راهکارهایی جهت بهبود سیستم بوده است. همچنین عملکرد کربن فعال نیز برای حذف سموم پیرتروئید برای کاهش بار آلودگی آب فاضلاب، مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش ها

سمپاشی

در تحقیق حاضر، از سم سایهالوترین (آیکن)، ۱۵ WP ساخت کشور انگلستان برای سم پاشی استفاده گردید. پس از باز کردن روکش اولیه پاکت سم سایهالوترین، نایلون حاوی پودر سفید رنگ سم سایهالوترین داخل آن بدون باز شدن در ۵ لیتر آب حل و محلول حاصل در مکان های مورد نظر اسپری گردید و برای از بین بردن حشرات داخل فاضلاب و منهول‌ها به داخل مجاری ریخته شد. ده بسته سم برای سه ساختمان بیمارستانی با متراژ ۳۲۰۰۰ متر مربع در هر دوره سمپاشی استفاده شد. سمپاشی طبق برنامه جدول (۱) انجام گردید.

جدول۱ - برنامه سمپاشی فصل بهار از تاریخ ۱۳۹۵/۱/۲۴ الی ۱۳۹۵/۳/۶ مربوط به بخش‌ها و واحدها

تاریخ	روز	محل سمپاشی
۹۵/۱/۲۴	سه شنبه	سمپاشی طبقه پنجم، چهارم و سوم ساختمان اصلی
۹۵/۱/۲۵	چهارشنبه	سمپاشی طبقه دوم، اول ساختمان اصلی
۹۵/۱/۲۶	پنج شنبه	طبقه همکف، زیر زمین، اتاق عمل، بخش دیالیز و بخش آنژیوگرافی ساختمان اصلی
۹۵/۱/۲۸	شنبه	طبقه پنجم، چهارم و سوم ساختمان اورژانس
۹۵/۱/۲۹	یکشنبه	سمپاشی طبقه دوم، اول و همکف ساختمان اورژانس
۹۵/۱/۳۰	دوشنبه	سم پاشی منهول‌ها، بخش سلول‌های بنیادی و مرکز توسعه، لنژری، تصفیه خانه
۹۵/۲/۱	چهارشنبه	سمپاشی درمانگاه داستانی، آزمایشگاه مرکزی
۹۵/۲/۲۷	پنج شنبه	سمپاشی اتاق عمل وتغذیه، لکه گیری بخش‌ها
۹۵/۳/۶	دوشنبه	لکه گیری بخش‌ها

تذکر: برای حداقل ۲ساعت باید دور از محل سمپاشی بود و اگر سمپاشی در محیط بسته باشد بعد از ۲ ساعت تعویض هوای محیط ضروری است.

نمونه گیری از تصفیه خانه فاضلاب بیمارستان

نمونه برداری از فاضلاب خروجی بیمارستان در سه مرحله و هر مرحله در ۳ تکرار برای هر تیمار صورت گرفت. مراحل نمونه برداری شامل ۱۲ ساعت قبل از سمپاشی بهار (۱۳۹۵/۱/۲۳)، ۱۲ ساعت بعد از آخرین سمپاشی اول (۱۳۹۵/۰۲/۰۲) و سومین مرحله ۱۲ ساعت بعد از آخرین سمپاشی دوم (۱۳۹۵/۰۲/۲۸) به میزان دو لیتر صورت گرفت و نمونه‌ها بر روی یخ به آزمایشگاه انتقال داده شدند.

گذراندن فاضلاب خروجی از کربن فعال و آزمایش نمونه خروجی

به نمونه‌های فاضلاب یک لیتری، قبل از سمپاشی و بعد از سمپاشی اول و دوم، ۰/۵گرم کربن فعال اضافه شد و به مدت ۱ دقیقه تکان داده شد. سپس با استفاده از کاغذ صافی صاف گردید.

استخراج آفت کش توسط روش کِچِرز (QuEChERS)

به منظور استخراج آفت‌کش سایهالوترین از نمونه‌های فاضلاب، روش کچرز مورد استفاده قرار گرفت و برای آنالیز نمونه‌ها از دستگاه گاز کروماتوگرافی با دتکتور طیف سنجی جرمی (GC/MS) استفاده شد.

روش کچرز (QuEChERS)

در این روش نمونه همگن با استونیتریل استخراج گردید. برای این منظور ۱۵ گرم از نمونه وزن شد و داخل لوله های سانتریفوژ درب دار انتقال داده شد و ۱۵ میلی لیتر استو نیتریل (حاوی یک درصد فرمیک اسید) و سپس یک گرم پودر سدیم کلراید، شش گرم منیزیم سولفات و ۱/۵گرم سدیم نیترات به آن افزوده شد و سپس توسط دستگاه ورتکس به مدت یک دقیقه تکان داده شد. بعد از آن به مدت پنج دقیقه سانتر یفیوژ (۵۰۰۰ دور بر دقیقه) شد. از محلول سطحی نمونه سانتریفوژ شده به میزان پنج میلی لیتر برداشته و به لوله سانتریفوژ ۱۴ میلی لیتری انتقال داده شد و ۵۰ میلی گرم از جاذب های آمینی (PSA) و ۱۵۰ میلی گرم سولفات منیزیم به آن اضافه گردید. سپس توسط ورتکس به مدت ۳۰ ثانیه تکان داده شد و به مدت یک دقیقه سانتریفیوژ (۵۰۰۰ دور بر دقیقه) و محلول استخراج شده نهایی به طور مستقیم با روش کروماتوگرافی گازی تجزیه شد. شرایط دستگاهی GC/MS به این شرح بود:

دستگاه GC/MS (Agilent 6890/MS 5973)

نوع ستون HP5MS – (Serial No. 19091- 443)

برنامه دمایی Initial Temp. 50ºC for 1 min

Ramp

20ºC/min → 150 ºC hold 0 min

(i) 3ºC/min → 230 ºC hold 0 min

(ii) 10ºC/min → 295 ºC hold 5 min

تجزیه و تحلیل آماری

تجزیه و تحلیل آماری داده ها با استفاده از نرم افزار SPSS انجام شد. سپس با استفاده از روش آماری آزمون (t-test) وجود اختلاف در میانگین ها مورد بررسی قرار گرفت و در صورت وجود اختلاف معنی دار، برای مقایسه های چند گانه در شرایطی که فقط یک متغیر مورد بررسی بود، از آنالیز واریانس استفاده گردید. مسئله اصلی تحقیق، آگاهی از نحوه اثرگذاری سم پاشی بر میزان سم سایهالوترین (آیکن) موجود در فاضلاب می‌باشد. با استفاده از نرم افزار آماری SPSS و بکارگیری آنالیز واریانس ANOVA تاثیر غلظت کربن فعال بر حذف آلودگی سایهالوترین از فاضلاب ارزیابی گردید و معنی‌دار بودن اثر کربن فعال بر حذف آلودگی سایهالوترین از فاضلاب بررسی شد. در نهایت نتایج حاصل از آنالیز واریانس به وسیله آزمون t مورد ارزیابی قرار گرفت و صحت هر یک از آنها بررسی گردید و نتایج حاصله با حد استاندارد سموم سیهالوترین در آب آشامیدنی (۰/۰۰۰۱ ppm) و فاضلاب (۰/۰۳۱ ppm) مقایسه شد. (Van Leeuwen, 2008)

نتایج

نتایج بدست آمده از آنالیز فاضلاب قبل از سمپاشی (۱۳۹۵/۰۱/۲۳)، بعد از اولین سم پاشی (۱۳۹۵/۰۲/۰۲) و بعد از سم پاشی دوم (۱۳۹۵/۰۲/۲۸)، بدون استفاده از کربن فعال و با استفاده از کربن فعال در جدول های (۲ و۴) ارائه شده است.

غلظت سم سایهالوترین در نمونه‌های فاضلاب، بدون تیمار کربن فعال

میانگین غلظت سم سایهالوترین در نمونه فاضلاب (قبل از سم پاشی، ۱۲ ساعت بعد از سم پاشی اول، ۱۲ ساعت بعد از سم پاشی دوم)، بدون تیمار کربن فعال در جدول (۲) نشان داده شده است.

جدول۲ - میانگین غلظت سم سایهالوترین در سه نمونه فاضلاب، بدون تیمار کربن فعال (ppm)

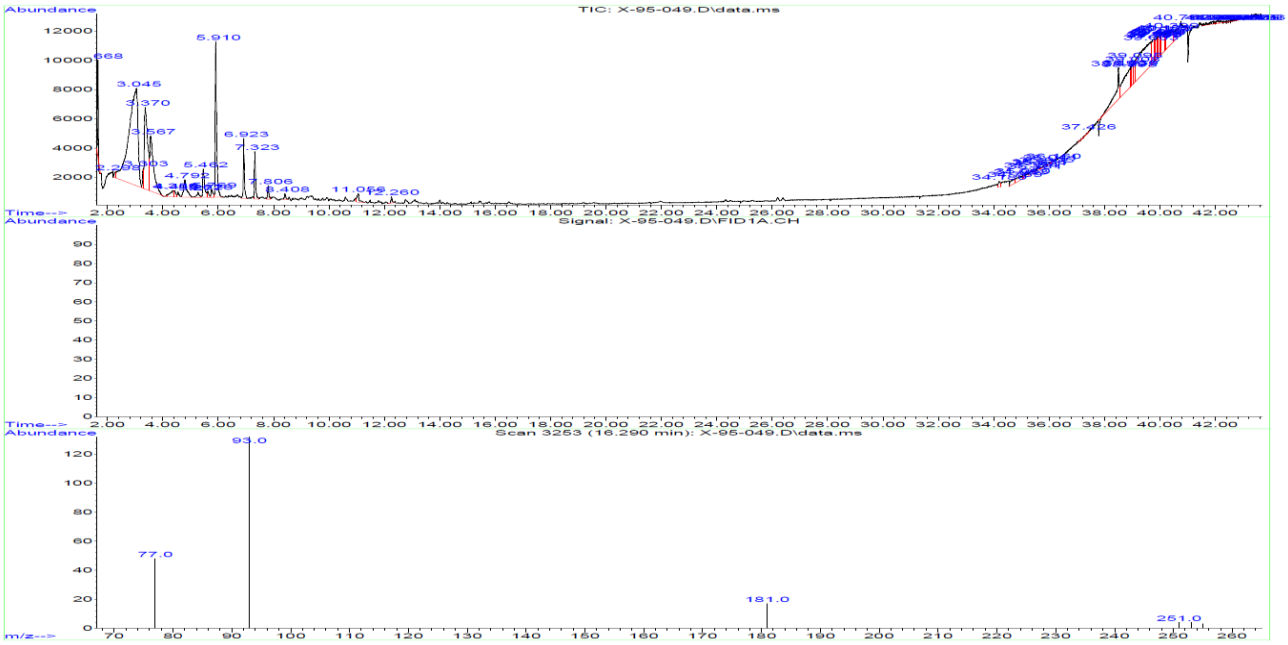
فاضلاب بدون تیمار کربن فعال	غلظت سم سایهالوترین (ppm) انحراف معیار ± میانگین
قبل از سم پاشی	<LOD
۱۲ ساعت بعد از سم پاشی اول	۲۷/۴۹±۰/۰۸۶
۱۲ ساعت بعد از سم پاشی دوم	۳۷/۵۵±۰/۰۷

آنالیز واریانس نتایج برای بررسی اثر سم پاشی بر میزان سم موجود در فاضلاب بدون تیمار کربن فعال صورت گرفت. نتایج این آنالیز در جدول (۳) نمایش داده شده است.

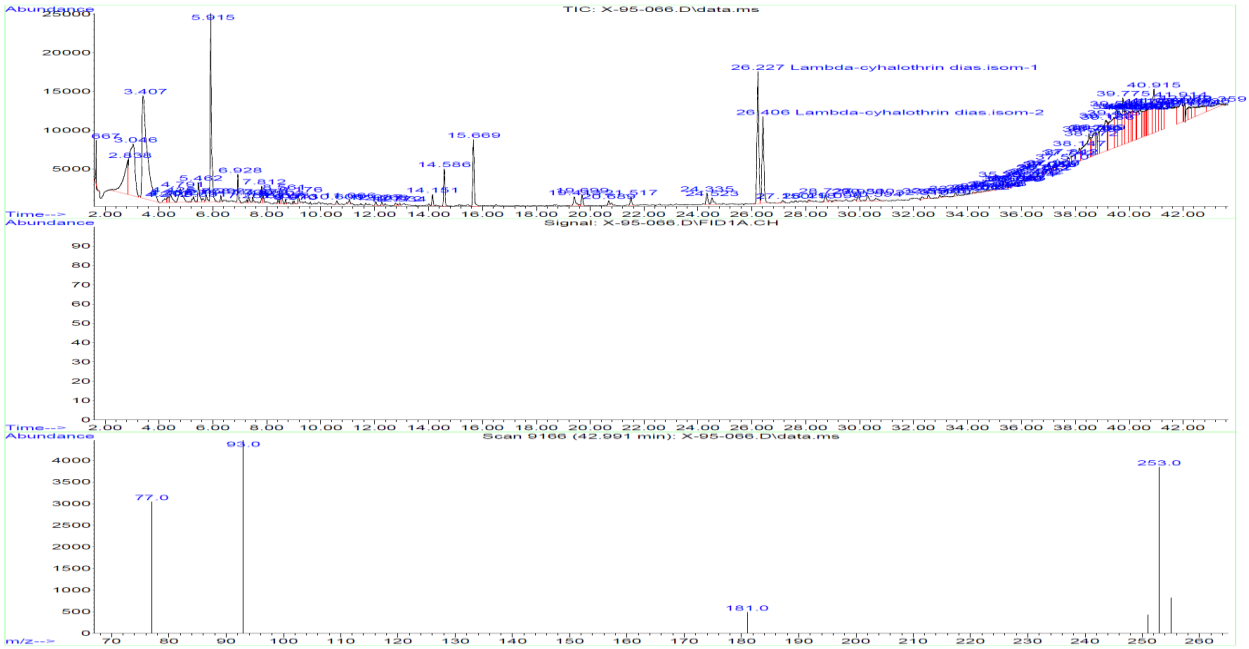
جدول۳ - آنالیز واریانس اثر سم پاشی بر میزان سم موجود (در فاضلاب بدون تیمار کربن فعال)

ANOVA					
فاضلاب	مجموع مربعات	درجه آزادی	متوسط مربعات	مقدار F	مقدار P
سم پاشی	۲۲۶۴/۵۳	۲	۱۱۳۲/۲۶	۲۷۴۶۷۴/۱۸	۰/۰۰۰
رابطه خطی	۲۱۱۳/۰۵	۱	۲۱۱۳/۰۵	۵۱۲۶۰۰/۱۱	۰/۰۰۰

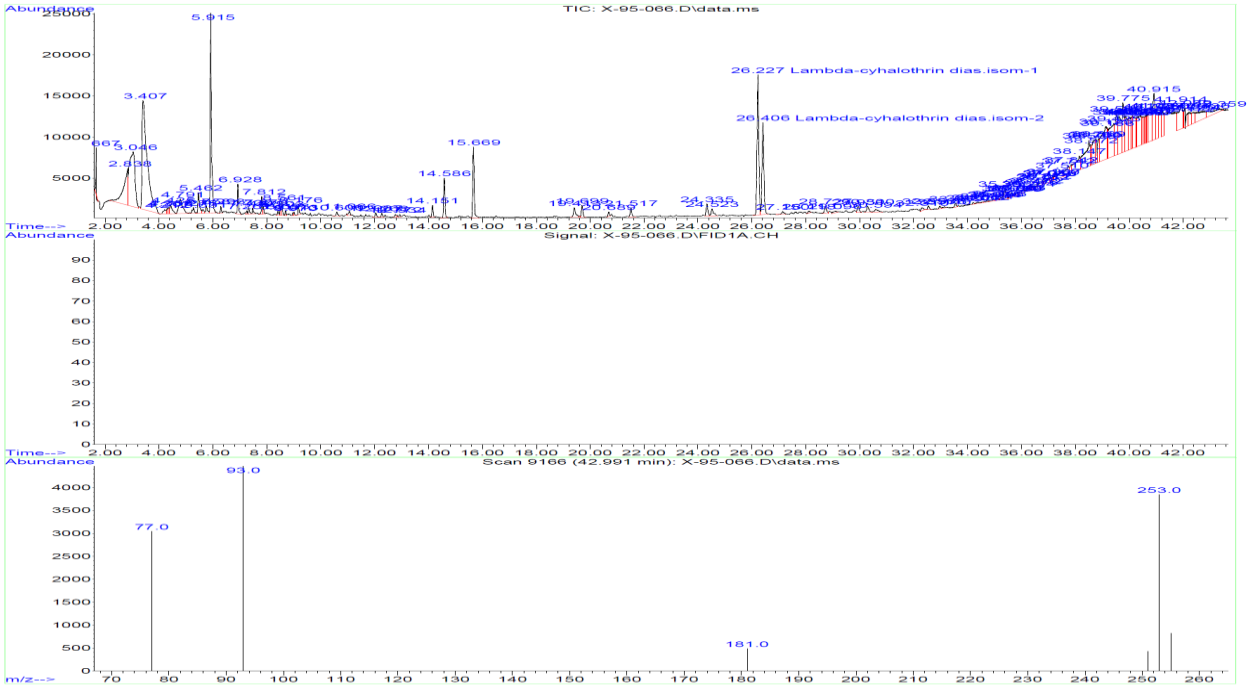
با توجه به مقدار P در جدول ۴، سطح معنی‌داری (مقدار P) از ۰/۰۵ کوچکتر باست و عامل مورد بررسی دارای اثر معنی‌داری بر میزان سم موجود در فاضلاب است. نتایج بیانگر تاثیر معنی‌دار اثر سم پاشی بر میزان سم موجود در فاضلاب است (P<۰/۰۵).



شکل ۱ - کروماتوگرام نمونه پساب خروجی قبل از سمپاشی بدون تیمار کربن



شکل ۲ - کروماتوگرام نمونه پساب خروجی بعد از سمپاشی اول بدون تیمار کربن



شکل ۳- کروماتوگرام نمونه پساب خروجی بعد از سمپاشی دوم بدون تیمار کربن

غلظت سم سایهالوترین در نمونه‌های فاضلاب، با تیمار کربن فعال

میانگین غلظت سم سایهالوترین در سه نمونه فاضلاب (قبل از سم پاشی، ۱۲ ساعت بعد از سم پاشی اول، ۱۲ ساعت بعد از سم پاشی دوم)، با تیمار کربن فعال در جدول (۴) نشان داده شده است.

جدول ۴ - میانگین غلظت سم سایهالوترین در سه نمونه فاضلاب با تیمار کربن فعال (ppm)

فاضلاب با تیمار کربن فعال	غلظت سم سایهالوترین (ppm) انحراف معیار ± میانگین
قبل از سم پاشی	<LOD
۱۲ ساعت بعد از سم پاشی اول	۲/۲۲±۰/۰۵
۱۲ ساعت بعد از سم پاشی دوم	۱/۵۴±۰/۰۱

آنالیز واریانس نتایج جهت بررسی اثر سم پاشی بر میزان سم موجود در فاضلاب با تیمار کربن فعال صورت گرفت. نتایج این آنالیز در جدول (۵) نشان داده شده است.

جدول ۵- آنالیز واریانس اثر سم پاشی بر میزان سم موجود (در فاضلاب با تیمار کربن فعال)

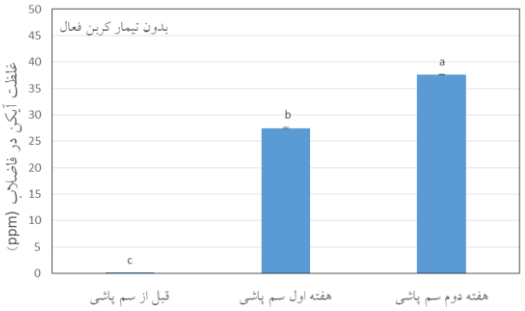
ANOVA					
فاضلاب	مجموع مربعات	درجه آزادی	متوسط مربعات	مقدار F	مقدار P
سم پاشی	۷/۷۸	۲	۳/۸۹	۳۵۷۵/۸۸	۰/۰۰۰
رابطه خطی	۳/۵۷	۱	۳/۵۷	۳۲۸۱/۱۵	۰/۰۰۰

با توجه به مقدار P در جدول ۶، اثر سم پاشی بر میزان سم موجود در فاضلاب با تیمار کربن فعال قابل ملاحظه می باشد ($P<۰/۰۵$).

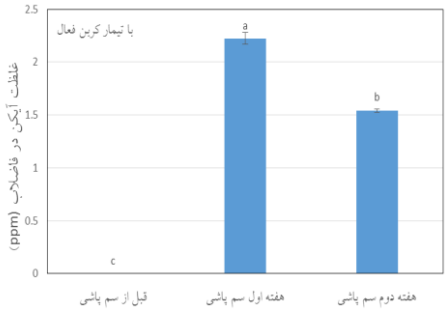
همچنین با توجه به نتایج آزمون دانکن، جدول (۶) و شکل های (۱ و۲) در سطح اطمینان ۹۵٪ تفاوت قابل ملاحظه ای بین غلظت سم سایهالوترین قبل از سم پاشی، بعد از سمپاشی اول و بعد سمپاشی دوم در هر دو تیمار (با و بدون کربن فعال) وجود دارد.

جدول ۶ - میانگین غلظت سم سایهالوترین در کل تیمارها (ppm)

شرایط آزمون	انحراف معیار ± میانگین غلظت		
	قبل از سم پاشی	سم پاشی اول	سم پاشی دوم
بدون تیمار کربن فعال	$<LOD^{Fc}$	۲۷/۴۹±۰/۰۸ ^{Db}	۳۷/۵۵±۰/۰۷ ^{Ca}
تیمار کربن فعال	$<LOD^{Fc}$	2/22±0/05 ^{Ga}	۱/۵۴±۰/۰۱۵ ^{Gb}



شکل ۴- مقایسه میانگین غلظت سم سایهالوترین موجود در فاضلاب بدون تیمار کربن فعال(آزمون دانکن)



شکل ۵- مقایسه میانگین غلظت سم سایهالوترین موجود در فاضلاب با تیمارکربن فعال (توسط آزمون دانکن)

مقایسه غلظت سم سایهالوترین پس از سم پاشی (با و بدون تیمار کربن فعال) با استانداردهای توصیه شده

آزمون t جفت نمونه ای برای مقایسه میزان سم سایهالوترین در نمونه‌های فاضلاب تحت تیمار کربن فعال و بدون تیمار کربن فعال با استاندارد آب آشامیدنی (۰،۰۰۰۱ppm) و فاضلاب (۰،۰۳۱ppm) صورت گرفت. در این آزمون نمونه‌های فاضلاب مربوط به سم پاشی های اول و دوم (بدون تیمار کربن فعال و با تیمار کربن فعال) با استاندارد آب آشامیدنی و فاضلاب مقایسه شدند–لازم به ذکر است که غلظت سم در نمونه‌ها قبل از سم پاشی زیر حد آشکارسازی روش بوده و به صورت LOD> گزارش شده است به همین دلیل مقایسه کمی آنها با استاندارد امکان پذیر نیست.

مقایسه غلظت سم سایهالوترین پس از بعد از سم پاشی اول بدون تیمار کربن فعال با استانداردهای توصیه شده

آزمون t نمونه بعد از سم پاشی اول برای مقایسه میزان سم سایهالوترین در نمونه‌های فاضلاب بدون تیمار کربن فعال با استاندارد آب آشامیدنی و فاضلاب صورت گرفت. در این آزمون نمونه‌های فاضلاب مربوط به سمپاشی اول (بدون تیمار کربن فعال) با استاندارد آب آشامیدنی (۰٫۰۰۰۱ppm) و فاضلاب (۰٫۰۳۱ppm) مقایسه شدند(WHO, 1990). تفاوت معنی‌داری در میزان سم سایهالوترین در نمونه‌ی فاضلاب با مقادیر استاندارد آب آشامیدنی و فاضلاب مشاهده شد(P<۰/۰۵).

مقایسه غلظت سم سایهالوترین پس از بعد از سم پاشی اول با تیمار کربن فعال با استانداردهای توصیه شده

نتایج مربوط به آزمون t نمونه بعد از سم پاشی اول برای مقایسه میزان سم سایهالوترین در نمونه‌های فاضلاب با حضور تیمار کربن فعال با استاندارد آب آشامیدنی (۰٫۰۰۰۱ppm) و فاضلاب (۰٫۰۳۱ppm) نشان دهنده آن است که تفاوت معنی‌داری در میزان سم سایهالوترین در نمونه‌ی فاضلاب با مقادیر استاندارد آب آشامیدنی و فاضلاب وجود داشت (P<۰/۰۵).

مقایسه غلظت سم سایهالوترین پس از بعد از سم پاشی دوم، بدون تیمار کربن فعال با استانداردهای توصیه شده

آزمون t برای مقایسه نمونه بعد از سم پاشی دوم جهت مقایسه میزان سم سایهالوترین در نمونه‌های فاضلاب بدون تیمار کربن فعال با استاندارد آب آشامیدنی و فاضلاب انجام شد. در این آزمون نمونه‌های فاضلاب مربوط به سمپاشی دوم (بدون تیمار کربن فعال) با استاندارد آب آشامیدنی (۰/۰۰۰۱ ppm) و فاضلاب (۰/۰۳۱ ppm) مقایسه شدند. تفاوت معنی‌داری در میزان سم سایهالوترین در نمونه‌ی فاضلاب با مقادیر استاندارد آب آشامیدنی و فاضلاب مشاهده شد (P<۰/۰۵).

مقایسه غلظت سم سایهالوترین پس از بعد از سم پاشی دوم، با تیمار کربن فعال با استانداردهای توصیه شده

آزمون t برای مقایسه غلظت سم سایهالوترین در نمونه‌های فاضلاب بعد از سم پاشی دوم با تیمار کربن فعال با استاندارد آب آشامیدنی و فاضلاب انجام شده است. در این آزمون نمونه‌های فاضلاب مربوط دوم (با تیمار کربن فعال) با استاندارد آب آشامیدنی (۰/۰۰۰۱ ppm) و فاضلاب (۰/۰۳۱ ppm) مقایسه شدند. تفاوت معنی‌داری در میزان سم سایهالوترین در نمونه‌ی فاضلاب با مقادیر استاندارد آب آشامیدنی و فاضلاب وجود داشت (P<۰/۰۵).

بحث و نتیجه گیری

مقایسه نتایج قبل از سم پاشی (۱۳۹۵/۱/۲۳) و بعد از سمپاشی اول (۱۳۹۵/۰۲/۰۲) و دوم (۱۳۹۵/۰۲/۲۸)، تفاوت قابل ملاحظه‌ای در غلظت سم سایهالوترین نشان داد، که نشانگر افزایش غلظت این سم در فاضلاب بیمارستانی بعد از سم پاشی بوده است. بطوری که غلظت سم سایهالوترین در فاضلاب بیمارستانی قبل از سمپاشی در زیر حد آشکارسازی روش بود و در طی دو سم پاشی متوالی به ترتیب به ppm ۰/۰۹ ±۲۷/۴۹ وppm ۰/۰۷ ±۳۷/۰ افزایش یافته است، که نشان دهنده این واقعیت است که سیستم لجن فعال با هوادهی گسترده به تنهایی روش مناسبی برای کاهش سم لامبدا سایهالوترین در فاضلاب خروجی بیمارستان‌ها نمی باشد. در صورت استفاده از تیمار کربن فعال غلظت این سم در فاضلاب به ترتیب ppm ۰/۰۵ ±۲/۲۲ و ppm ۰/۰۱ ± ۱/۵۴ کاهش یافت. نتایج آنالیز واریانس در بررسی اثر سم پاشی بر میزان سم موجود در فاضلاب بدون تیمار کربن فعال و با حضور کربن فعال نشان داد که برای بهبود سیستم فاضلاب کنونی می‌توان از کربن فعال نیز استفاده نمود. مقایسه میانگین نتایج توسط آزمون تکمیلی دانکن نیز نشان دهنده تفاوت معنی‌دار در میانگین میزان سم موجود در فاضلاب بدون تیمار کربن فعال و با تیمار کربن فعال می‌باشد. در تیمار بدون کربن فعال بیشترین میزان سم در نمونه فاضلاب مربوط به سم پاشی دوم می‌باشد و کمترین میزان غلظت سم سایهالوترین مربوط به نمونه فاضلاب قبل از سم پاشی است. همچنین مقایسه میانگین نتایج توسط آزمون تکمیلی دانکن نیز نشان دهنده تفاوت معنی‌دار در میانگین میزان سم موجود در فاضلاب بدون تیمار کربن فعال و با تیمار کربن فعال می‌باشد.

مقایسه میزان سم سایهالوترین در نمونه‌های فاضلاب با و بدون تیمار کربن فعال با استاندارد آب آشامیدنی (ppm ۰/۰۰۰۱) و فاضلاب (ppm ۰/۰۳۱) توسط آزمون t test نشانگر آن بود که بجز نمونه های فاضلاب قبل از سمپاشی که غلظت سم پایین تر از حد آشکارسازی روش بوده است،

نمونه‌های فاضلاب مربوط به سمپاشی اول و دوم (با و بدون تیمار کربن فعال) تفاوت معنی‌داری در میزان سم سایهالوترین با مقادیر استاندارد آب آشامیدنی و فاضلاب داشتند ($P<۰/۰۵$). با اینکه به طور قابل ملاحظه ای کربن فعال باعث کاهش میزان سم سایهالوترین شده بود ولی هنوز کلیه نمونه ها بیشتر از میزان توصیه شده بودند.

باتوجه به اینکه در بررسی تمام تیمارها (با تیمار کربن و بدون تیمار کربن فعال) کاهش غلظت ملاحظه شده است. می‌توان گفت که استفاده از تیمار کربن فعال به همراه لجن فعال با هوادهی گسترده (تصفیه بیولوژیکی) در شرایط مختلف و با غلظت مختلف سم لامبدا سایهالوترین روش مناسبی برای کاهش سم در فاضلاب خروجی بیمارستان ها است. البته به طور معمول ضرایب سینیتیکی در مطالعات گوناگون برای فاضلاب‌هایی با کیفیت مختلف بسیار متفاوت است. حتی در مطالعات مشابه و یا تکرار آنها نیز این جواب‌ها اندکی تغییر می‌کند و این به دلیل تفاوت در شرایط بهره برداری، تغییر در سوبسترا و یا ترکیبات مغذی ورودی مانند ترکیبات نیتروژنه، مواد بازدارنده رشد، حضور تیمارهای مختلف و ... می‌باشد. نتایج تکدستانی و همکاران، (۱۳۹۴)، همچنین نشانگر آن بود که تصفیه بیولوژیکی تاثیر بالایی در حذف ترکیبات استروژنی برعهده دارد. همچنین واحد تصفیه ثانویه در کاهش هورمون از فاضلاب موثر می‌باشد که می توان این موضوع را به انجام تاثیر تصفیه بیولوژیکی در این مرحله نسبت داد. نتایج تحقیقات انجام شده توسط آرمان(۱۳۸۷) سیستم لجن فعال با هوادهی ریزشی از کارآیی لازم برای انجام عملیات پیش تصفیه، برخوردار می باشد. اما کردستانی و همکاران (۱۳۹۲)، بیان کردند که با پیشرفت علم پزشکی و استفاده از داروهای جدید و غیر قابل تجزیه بیولوژیکی و متعاقب آن افزایش مصرف آب و تولید فاضلاب بیشتر، منجر به افزایش بارهیدرولیکی و رقیق شدن بار آلی ورودی به تصفیه خانه شده که در نتیجه آن زمان ماند هیدرولیکی و سن لجن کم شده و سیستم از حالت هوادهی گسترده خارج و رفتار سیستم لجن فعال متعارف را ایفا می کند و در نهایت در فاز کاهش رشد منحنی رشد میکروارگانیسم ها از نظر مهندسی محیط زیست فعالیت می‌نماید در نتیجه نباید پارامترهای طراحی و بهره برداری تصفیه خانه فاضلاب بیمارستان در محدوده ی پارامترهای بهره برداری سیستم لجن فعال متعارف فاضلاب شهری باشد. در نهایت نتایج تحقیق حاضر نشان دهنده این واقعیت است که سیستم لجن فعال با هوادهی گسترده به تنهایی روش مناسبی برای حذف و کاهش سم لامبدا سایهالوترین در پساب خروجی بیمارستان‌ها نیست و برای بهبود سیستم فاضلاب کنونی می‌توان از کربن فعال استفاده نمود.

منابع

آرمان، ک. ۱۳۸۷. بررسی عملکرد سیستم هوادهی ریزشی در کاهش بار آلودگی سیستم‌های تصفیه به روش لجن فعال. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم تحقیقات تهران.

تکدستان، ا.، عروجی، ن. و نوری سپهر، م. ۱۳۹۴. بررسی کارایی سیستم هوادهی گسترده لجن فعال فاضلاب بیمارستانی در حذف ترکیبات استروژنی (مطالعه موردی: بیمارستان های خوزستان). *نشریه علمی پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی البرز*، ۵(۱): ۵۲-۴۵.

کردستانی، ب.، تکدستان، ا.، نیسی، ع. و جلیل زاده ینگجه، ر. ۱۳۹۲. بررسی عملکرد فرایند بیولوژیکی واحد لجن فعال با هوادهی گسترده در تصفیه خانه فاضلاب بیمارستان (مطالعه موردی بیمارستان گلستان اهواز). شانزدهمین همایش ملی بهداشت محیط ایران، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی تبریز.

کردستانی، ب.، تکدستان، ا.، نیسی، ع. و جلیل زاده ینگجه، ر. ۱۳۹۲. تعیین پارامترهای بهره برداری و نگهداری فرایند لجن فعال تصفیه خانه فاضلاب بیمارستان گلستان اهواز. اولین همایش تخصصی محیط زیست، انرژی و صنعت پاک.

پیرصاحب، م.، شرفی، ک. و درگاهی، ع. ۱۳۹۱. بررسی کارایی کربن فعال گرانولی در حذف سم ۲-۴ دی کلرو فنوکسی استیک اسید از محیط‌های آبی. *مجله سلامت و محیط*، ۵(۱): ۲۸-۲۱.

Deen, J.G., F.L., Bosqui & Lanouette, K.H. 1972. Removing heavy metals from wastewater. *Environmental Science* & *Technology*, 6: 777- 788.

Hicham, E.H., Bakouri, Morillo, J. & 0uassini, A. 2008. Potential use of organic waste substances as an ecological technique to reduce pesticide ground water contamination. *Journal of Hydrology*, 353:335-342.

Metcalf. Eddy. Wastewater engineering treatment disposal and reuse. Mc Graw Hill. Fourth edition. 2003.

Henze, M., Harremoes, P., Cour Jansen, J. la, Arvin, E .2002. Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes. Third Edition. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Van Leeuwen, L. C., Vos, J. H. & Mensink, B. J. W. G. 2008. Environmental risk limits for lambda-cyhalothrin. RIVM Letter report 601716001. National Institute for Public Health and the Environment. Netherland.

WHO. 1990. Cyhalothrin. World Health Organization, Environmental Health Criteria, 99.Geneva, Switzerland.

Evaluation of the performance of Hospital Waste Water Treatment with Activated Sludge and Extended Aeration System using Activated Carbon for the Removal of Lambda-cyhalothrin Pesticide

Mamaghanifar[1], M., Yadegarian[2] *, L. & Ghafourian[3], H.

1 .Dept. Environmental Engineering, Faculty of Marine Science and Technology, Islamic Azad University Tehran North Branch

2. Dept. of Marine Environment, Faculty of Marine Science and Technology, Islamic Azad University, Tehran North Branch

3. Dept. of Marine Chemistry, Faculty of Marine Science and Technology, Islamic Azad University, Tehran North Branch

Abstract

Hospital waste contains pathogens and dangerous chemicals. Considering the problems encountered in wastewater treatment, investigation of treatment methods and pesticide residue content of hospital wastewater and sewage outlet is utmost importance. The aim of this study was to evaluate the performance of activated sludge with extended aeration system in treatment plants, for removal of Lambda-cyhalothrin in hospital wastewater and provide recommendations for improving the system. In this study six sewage outlet samples were taken before pesticide treatment and after first and second treatments from a hospital with extended aeration activated sludge system. Three samples from each sampling session were transferred into a container containing 0.5g activated carbon, to assess its effect on reduction of Lambda-cyhalothrin in wastewater. Lambda-cyhalothrin was extracted using QuEChERS method and analyzed using gas chromatography with mass spectrometry (GC/ MS). Finally, by employing SPSS software and using t-test and analysis of variance, at 95% significant level ($P \leq 0.05$), data were statistically analyzed. The results showed that concentrations of Lambda-cyhalothrin in hospital wastewater, before application, was below the limit of the detection and after two consecutive application, level of Lambda-cyhalothrin increased to 27.49 ± 0.086 and 37.56 ± 0.07 ppm, respectively. Using activated carbon treatment, the Lambda-cyhalothrin concentration decreased to 2.22 ± 0.05 and 1.54 ± 0.01 ppm, respectively. Comparing the results with standard levels recommended for pesticides, for drinking water (0.0001ppm) and sewage (0.031 ppm), all samples even after carbon active treatment, had significantly higher levels of Lambda-cyhalothrin at 95% confidence level. This reflects the fact that the extended aeration activated sludge system alone is not a sufficient technique for the removal and reduction of Lambda-cyhalothrin in hospital wastewater and to improve the current sewage treatment system, activated carbon can also be one of the options in reducing pesticide concentrations.

Keywords: Hospital wastewater treatment, Activated sludge, Activated carbon, Lambda-cyhalothrin

***Corresponding author:** lyadegarian@yahoo.com