

Tracing Antibiotic Compounds (amoxicillin, erythromycin, gentamicin and cephalixin) in Karaj River, Iran 2015

Samar Mortazavi¹.

Parisa Norozi Fard²

¹ Assistant Professor, Department of Environmental Sciences, Faculty of Environmental and Natural Resources, Malayer University, Malayer, Iran

² PhD Candidate in Environmental Sciences, Faculty of Environmental and Natural Resources, Malayer University, Malayer, Iran

(Received February 28, 2017 Accepted July 24, 2017)

Abstract

Background and purpose: Karaj River is the biggest aquatic ecosystem in Alborz province which is exposed to a variety of pharmaceutical pollutants. These pollutants have adverse effects of on surface water, biota and even humans. This research aimed to evaluate the level of contamination caused by widely used antibiotics in Karaj River, effluent, and wastewater treatment plants in 20 stations.

Materials and methods: Sample preparation and filtration was done and concentrations of pharmaceutical pollutants were measured using HPLC (mobile phase). Data analysis was performed in SPSS V21.

Results: The mean concentrations of antibiotics in Karaj River were as follow: amoxicillin 2.305, erythromycin, 2.229, gentamicin 2.231, and cephalixin 2.325 µg/l. In treatments plants higher concentrations of these antibiotics were found: amoxicillin 7.240, erythromycin 7.301, gentamicin, 7.390, and cephalixin 6.779 µg/l. In wastewater treatment plants the mean concentrations of amoxicillin, erythromycin, gentamicin, and cephalixin were 5.289, 5.362, 5.344, and 4.608 µg/l, respectively.

Conclusion: According to the significant positive correlation between the concentration of such pollutants in water samples, sewage and wastewater, the main reasons for entering these pollutants are believed to be the pharmaceutical residue discharges in urine and sanitary sewer network, septic tanks and sewage discharge of untreated aquaculture facilities in Karaj River. Inefficient treatment processes in controlling and reducing antibiotics are the main causes of high concentration of these pollutants in the environment that needs urgent control.

Keywords: pharmaceutical pollution, antibiotics, wastewater, Karaj River, sewage

ردیابی ترکیبات آنتی بیوتیکی (آموکسی سیلین، اریترومایسین، جنتامایسین و سفالکسین) در رودخانه کرج، ایران، ۱۳۹۴

ثمر مرتضوی^۱
پریسا نوروزی فرد^۲

چکیده

سابقه و هدف: رودخانه کرج، بزرگ‌ترین بوم‌سازگان آبی استان البرز بوده که در معرض انواع آلاینده‌های دارویی قرار دارد. با توجه به اثرات سوء این آلاینده‌ها بر آب‌های سطحی، جانداران و حتی انسان، در پژوهش حاضر میزان پر مصرف‌ترین داروهای آنتی‌بیوتیکی در طول رودخانه کرج، تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و پساب ناشی از آن‌ها در ۲۰ ایستگاه مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها: پس از نمونه‌برداری، آماده‌سازی و فیلتراسیون نمونه‌ها، غلظت آلاینده‌های دارویی با کمک دستگاه HPLC (و به کارگیری فاز متحرک هر دارو) اندازه‌گیری گردید. به منظور تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها نرم افزار اکسل و SPSS مدل ۲۱ به کار گرفته شد.

یافته‌ها: در آب رودخانه کرج، میانگین غلظت داروهای آموکسی سیلین ۲/۳۰۵، اریترومایسین ۲/۲۲۹، جنتامایسین ۲/۲۳۱ و سفالکسین ۲/۳۲۵، در تصفیه‌خانه‌ها غلظت آموکسی سیلین ۷/۲۴۰، اریترومایسین ۷/۳۰۱، جنتامایسین ۷/۳۹۰ و سفالکسین ۶/۷۹۹ و در پساب ناشی از تصفیه‌خانه‌ها غلظت آموکسی سیلین ۵/۲۸۹، اریترومایسین ۵/۳۶۲، جنتامایسین ۵/۳۴۴ و سفالکسین ۴/۶۰۸ میکروگرم بر لیتر به دست آمد.

استنتاج: از آن‌جا که همبستگی مثبت و معناداری میان غلظت این آلاینده‌ها در نمونه‌های آب، فاضلاب و پساب مربوطه به دست آمد، به نظر می‌رسد عمده‌ترین دلایل ورود این آلاینده‌ها، تخلیه باقی‌مانده‌های دارویی از طریق ادرار و مدفوع به شبکه‌های فاضلاب، سپتیک‌تانک‌ها و ورود فاضلاب‌های تصفیه نشده از مراکز آبی‌پروری در طول رودخانه کرج باشد. هم‌چنین عدم کارایی تصفیه‌خانه‌ها در کنترل و کاهش این آلاینده‌ها، از علل اصلی ورود آنتی‌بیوتیک‌های مورد بررسی در محیط بوده که ضرورت کنترل آن‌ها را مطرح می‌سازد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی دارویی، آنتی بیوتیک، پساب، رودخانه کرج، فاضلاب

مقدمه

عمده‌ترین منبع تولیدکننده آلاینده‌های شیمیایی نو ظهور (Emerging organic contaminants -EOCS) بوده که داروها و محصولات بهداشتی شخصی (Pharmaceuticals and personal care products - PPCPS) را شامل می‌شوند (۱). نتیجه به کارگیری این مواد، ورود PPCPS در آب‌های سطحی است

توسعه صنایع، مراکز تصفیه‌خانه فاضلاب (Waste Water Treatment Plants -WWTP) و تخلیه‌ی پساب‌های تصفیه نشده (TP - Treatment plants)، اصلی‌ترین عوامل انسانی ایجادکننده آسیب (استرس) در آب‌های سطحی هم‌چون رودخانه‌ها به شمار می‌روند (۱). در این میان صنایع و مراکز بهداشتی،

Email: mortazavi.s@gmail.com

مؤلف مسئول: ثمر مرتضوی - دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

۱. استادیار، گروه آموزشی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، شهرملایر، ایران

۲. دانشجوی دکتری محیط زیست، گروه آموزشی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، شهرملایر، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۲/۱۰ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات: ۱۳۹۶/۳/۸ تاریخ تصویب: ۱۳۹۶/۵/۲

کیفیت آب رودخانه را از اثرات سمی آلاینده‌های ترکیب شده با آب، حمایت می‌نماید.

بر این اساس، حضور این ترکیبات در منابع آبی، فاضلاب و پساب توجه محققین بسیاری را به خود جلب نموده و مطالعات متعددی در خصوص اندازه‌گیری آلاینده‌های دارویی در داخل و خارج کشور انجام پذیرفته است؛ از جمله این مطالعات می‌توان به مطالعات مرتضوی و همکاران (۲۰۱۲) در رسوبات تالاب انزلی (۷)، مرتضوی و همکاران (۲۰۱۳) در بافت کبد و عضلات کپور ماهی در تالاب انزلی ایران (۸) و مطالعات انجام شده توسط Sponberg و همکاران (۲۰۱۱) در آب‌های سطحی کاستاریکا (۹)، Schimmelpfennig و همکاران (۲۰۱۲) در دریاچه Tegel برلین (۱۰)، Deo (۲۰۱۴) در آب‌های سطحی و موجودات آبی در ایالت متحده (۱۱)، Birch و همکاران (۲۰۱۵) در آب‌های خور سیدنی، استرالیا (۱۲)، K'oreje و همکاران (۲۰۱۶) در فاضلاب، آب‌های سطحی و زیرزمینی شهر Nairobi و Kisumu، کنیا (۱۳)؛ Alygizakis و همکاران (۲۰۱۶) در خلیج Saronikos و Elefsis در یونان (۱۴) در خارج از ایران اشاره نمود.

حضور آنتی‌بیوتیک‌ها در منابع آبی و فاضلاب شهری منجر به افزایش مقاومت میکروبی و دارویی در انسان‌ها و میکروب‌های بیماری‌زا می‌گردد. با توجه به بالا بودن میزان تولید و مصرف داروها و ویژگی‌های خاص و منحصر به فرد این آلاینده‌ها، ارزیابی اثرات داروهای موجود در محیط زیست اجتناب ناپذیر می‌باشد. در این پژوهش، ضمن سنجش غلظت برخی آنتی‌بیوتیک‌ها (آموکسی‌سیلین، اریترومایسین، جنتامایسین و سفالکسین) در آب، فاضلاب و پساب رودخانه کرج، به بررسی وجود و یا عدم وجود اختلاف میان غلظت این ترکیبات در آب‌های سطحی ایستگاه‌های مختلف رودخانه کرج، فاضلاب و پساب تصفیه‌خانه‌های موجود

که رویکرد جدیدی در رابطه با آلودگی دارویی در محیط زیست نمایان می‌سازد (۳). نگرانی‌های محیط زیستی در مورد این ترکیبات (به دو عامل اصلی) ناشی از عملکردهای فعال زیستی و پیچیدگی سرنوشت این ترکیبات در بوم سازگان رودخانه‌ای می‌باشد. از سوی دیگر، توانایی تجمع‌پذیری زیستی (Bioaccumulation) این آلاینده‌ها، حضور و ماندگاری آن‌ها در آب‌های سطحی و زیر زمینی را امکان‌پذیر می‌سازد (۴). با وجود بررسی‌های متعدد در راستای شناخت و مکانیسم عمل این ترکیبات در انسان، ممکن است عملکرد آن‌ها در ماهی‌ها، جلبک‌ها، پرندگان و یا میلیون‌ها گونه‌ای که در محیط رودخانه‌ها زیست می‌نمایند، متفاوت باشد (۵).

گروهی از آلاینده‌های دارویی، آنتی‌بیوتیک‌ها بوده که به عنوان ترکیبات شیمیایی ضد میکروبی برای کشتن و یا مهار رشد موجودات کوچک به کار می‌روند (۶). در بین گروه‌های مختلف آنتی‌بیوتیک‌ها، آمینو پنی‌سیلین‌های بتالاکتام همانند آموکسی‌سیلین، سولفونامیدها همانند سفالکسین، کینولون‌ها همانند اریترومایسین و جنتامایسین، بیش‌ترین غلظت و فراوانی را در آب‌های سطحی دارند. نیمه عمر آموکسی‌سیلین، سفالکسین و جنتامایسین به ترتیب $6/3$ ، $1/2-0/5$ ، $2/5$ و 2 ساعت بوده که از طریق کلیه‌ها و ادرار یا مدفوع دفع می‌شوند؛ در حالی که اریترومایسین با نیمه عمر $2/5$ ساعت، از طریق کیسه صفرا و مدفوع دفع می‌گردد. فراهمی زیستی، جذب بالا و متابولیسم کبدی از ویژگی‌های اصلی این ترکیبات محسوب می‌گردد. در این راستا استانداردهای جهانی ارائه شده شامل غلظت احتمالی محیط زیستی (Probable Environmental Concentration - PEC)، پیش‌بینی غلظت بدون اثر (Predicted No-Effect Concentration - PNEC) و حداکثر غلظت اندازه‌گیری در محیط زیست (Maximum Environmental Concentration - MEC) می‌باشند. این استانداردها موجودات آبی و

پرداخته و ارتباط میان غلظت آلاینده‌های مورد مطالعه در نمونه‌های مختلف آب، فاضلاب و پساب بررسی می‌گردد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

رودخانه کرج در موقعیت جغرافیایی $35^{\circ}02'$ تا $36^{\circ}11'$ شرقی و $51^{\circ}02'$ تا $51^{\circ}32'$ شمالی بر دامنه‌های جنوبی رشته کوه‌های البرز واقع شده است (۱۵). این رودخانه تأمین کننده آب شرب تهران، آب کشاورزی مناطق هم‌جوار و یکی از منابع تأمین کننده برق کشور بوده و روزانه حجم قابل توجهی از سپتیک تانک‌ها، فاضلاب‌های خانگی و درمانگاه‌ها و فاضلاب تصفیه خانه‌ها از جمله پساب سه تصفیه خانه‌ی فاضلاب در حوضه آبریز آسارا، پورکان و سرودار را به

طور مستقیم دریافت می‌کند (۱۶). به منظور بررسی وضعیت آلودگی دارویی این رودخانه، نمونه‌گیری در مرداد ماه سال ۱۳۹۴ به روش سیستماتیک شده صورت پذیرفت. جهت بررسی تأثیرات ناشی از محدوده شهری بازه‌ی ورودی این رودخانه به جاده چالوس-کرج به عنوان ایستگاه اول و بازه خروجی آن به عنوان ایستگاه آخر در نظر گرفته شد. سایر ایستگاه‌ها با تأکید بر جمعیت، موقعیت جغرافیایی تصفیه‌خانه‌ها و مناطقی که احتمال حضور عوامل آلاینده بیش تر به نظر می‌رسید، انتخاب گردید. نمونه برداری در ۲۰ ایستگاه با ۱۷ مختصات جغرافیایی در مسیر رودخانه و ۶ ایستگاه مربوط به ۳ نمونه فاضلاب ورودی تصفیه‌خانه و ۳ نمونه پساب حاصل از تصفیه‌خانه مطابق جدول شماره ۱ انجام پذیرفت.

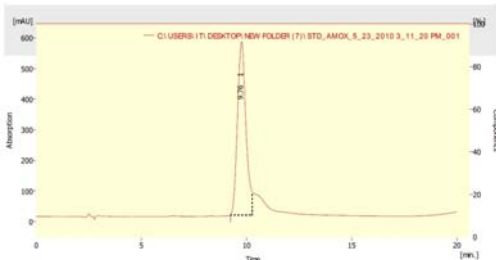
جدول شماره ۱: موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری از آب رودخانه کرج، فاضلاب و پساب تصفیه‌خانه‌ها

ایستگاه	مختصات جغرافیایی	توضیحات	ایستگاه	مختصات جغرافیایی	توضیحات
۱	$39^{\circ}52'20''$ N $39^{\circ}46'46''$ E	ولایت رود، سرشاخه اصلی بالا دست رودخانه	۱۰	$39^{\circ}50'38''$ N $39^{\circ}43'07''$ E	وتنه، پایین دست رودخانه
۲	$39^{\circ}52'06''$ N $39^{\circ}47'46''$ E	شهرستانک، سرشاخه اصلی بالا دست رودخانه	۱۱	$39^{\circ}49'28''$ N $39^{\circ}42'48''$ E	پورکان، پایین دست رودخانه
۳	$39^{\circ}52'01''$ N $39^{\circ}47'35''$ E	ماهان، بالا دست رودخانه	۱۲	$39^{\circ}50'54''$ N $39^{\circ}47'46''$ E	سرودار، پایین دست رودخانه
۴	$39^{\circ}51'53''$ N $39^{\circ}45'14''$ E	آسارا، بالا دست رودخانه	۱۳	$39^{\circ}50'53''$ N $39^{\circ}46'47''$ E	کندور، سرشاخه اصلی پایین دست رودخانه
۵	$39^{\circ}51'36''$ N $39^{\circ}46'35''$ E	درمانگاه سیرا، وارد کننده فاضلاب از طریق چاه، بالا دست رودخانه	۱۴	$39^{\circ}50'52''$ N $39^{\circ}45'48''$ E	بیلقان، پایین دست رودخانه
۶	$39^{\circ}51'57''$ N $39^{\circ}47'24''$ E	ری زمین، سرشاخه اصلی بالا دست رودخانه	۱۵	$39^{\circ}51'55''$ N $39^{\circ}48'25''$ E	تصفیه خانه آسارا، بالا دست رودخانه
۷	$39^{\circ}51'31''$ N $39^{\circ}45'47''$ E	پل خواب، بالا دست رودخانه	۱۶	$39^{\circ}50'38''$ N $39^{\circ}43'07''$ E	تصفیه خانه پورکان، پایین دست رودخانه
۸	$39^{\circ}48'43''$ E $39^{\circ}50'48''$ N	سد رودخانه، اولین ایستگاه پایین دست رودخانه	۱۷	$39^{\circ}50'50''$ N $39^{\circ}48'53''$ E	تصفیه خانه سرودار، پایین دست رودخانه
۹	$39^{\circ}48'43''$ E $39^{\circ}45'51''$ E	آدران، پایین دست رودخانه			

پیش از نمونه‌برداری، بطری‌ها در آزمایشگاه با متانول و استون و در زمان نمونه برداری نیز به مدت ۳۰ ثانیه با آب رودخانه شسته شدند. به منظور جلوگیری از تأثیر نور خورشید و تجزیه نوری - زیستی، نمونه‌ها در بطری‌های شیشه‌ای تیره رنگ ریخته شد.

در هر ایستگاه، نمونه‌ها از عمق کم تر از ۵/۰ متر از آب‌های سطحی رودخانه (۱۷) برداشت شد. به منظور بالا بردن فاکتورهای دقت و صحت در نمونه‌برداری، تمامی نمونه‌ها با ۳ بار تکرار جمع‌آوری گردید (۱۸). به منظور به حداقل رساندن تماس با هوای محیط، بطری‌ها به طور کامل پر شده و هنگام برداشت نمونه‌ها به منظور

95 B: درصد بافر آمونیوم استات تشکیل شده است. سرعت جریان نمونه در دستگاه به میزان ۱ میلی لیتر در دقیقه تنظیم و از آن جا که نمونه استاندارد آموکسی سیلین به وسیله جذب اشعه UV در محدوده طول موج ۲۳۵-۲۳۰ نانومتر قابل تشخیص می باشد. مطابق شکل شماره ۱، زمان خوانش پیک ترکیب آموکسی سیلین در دقیقه ۹/۷۶ به دست آمد.



شکل شماره ۱: پیک استاندارد آموکسی سیلین خوانش شده در دستگاه کروماتوگرافی در زمان ۹/۷۶ دقیقه

فاز متحرک لازم برای شناسایی آنتی بیوتیک اریترومايسين نیز به دلیل داشتن خانواده ای متفاوت در بین گروه آنتی بیوتیک ها متفاوت بوده و شامل فاز A: ۴۵ درصد استونیتریل، فاز B: ۱۰ درصد متانول و فاز C: ۴۵ درصد آب مقطر ۳ بار یونیزه شده و بافر آمونیوم استات با نسبت حجمی ۵۰:۵۰ می باشد. سرعت جریان نمونه این ترکیب نیز در دستگاه کروماتوگرافی به میزان ۱ میلی لیتر در دقیقه تنظیم و محدوده طول موج نمونه استاندارد اریترومايسين به وسیله جذب اشعه UV ۲۱۵-۲۲۰ نانومتر مشخص گردید شکل شماره ۲ نشان دهنده زمان خوانش پیک استاندارد اریترومايسين در دقیقه ۴/۷۸ می باشد.

شناسایی داروی جنتامایسین توسط فاز A: ۳۵ درصد استونیتریل، فاز B: ۶۰ درصد متانول و فاز C: ۵ درصد بافر آمونیوم استات صورت گرفت. با تنظیم سرعت جریان در دستگاه کروماتوگرافی به میزان ۱ میلی لیتر در دقیقه و هم چنین محدوده طول موج جذب

آبگیری و جلوگیری از تبادل مواد بین آب های سطحی رودخانه و رسوبات عایق های رطوبتی (۱۹) مورد استفاده قرار گرفت. صاف کردن نمونه ها در همان روز و محل نمونه برداری به وسیله فیلترهای میکرو فایبر GF/C با قطر منافذ ۰/۴۲ میکرومتر صورت پذیرفت. در نهایت نمونه ها با جعبه هایی حاوی یخ خشک طی مدت ۴۸ ساعت به آزمایشگاه منتقل و مورد تجزیه و تحلیل آزمایشگاهی قرار گرفت. در آزمایشگاه آماده کردن نمونه ها بر اساس روش USGS- 5B5 (۲۰) صورت پذیرفت. در این روش تمامی نمونه ها از طریق فیلترهای ۰/۴۵ میکرومتر الیاف شیشه ای واتمن /مدینسیون عبور داده و میزان pH آن ها با اضافه کردن ترکیب اسید سولفوریک ۱ مولار در حدود ۳ تنظیم شد. از آن جا که اسید سولفوریک بیشترین تأثیر گذاری را بر روی پایداری نمونه ها داشته و هم چنین کاهش دهنده مناسبی در تجزیه های مختلف است، در بطری های شیشه ای کهربایی رنگ به نمونه اضافه و ذخیره سازی آن ها در یخچال صورت پذیرفت (۲۱).

تمامی استانداردهای مربوط به ترکیبات آموکسی سیلین، اریترومايسين، جنتامایسین و سفالکسین به صورت استانداردهای پودری و Analytical grade با درصد خلوص آنالیتیکالی بیش تر از ۹۹ درصد از شرکت Sigma Aldrich خریداری شد. هم چنین محلول های استاندارد مورد نیاز دستگاه HPLC به صورت HPLC Grade برای پردازش و تجزیه و تحلیل نمونه ها با درصد خلوص ۹۹ از شرکت تجاری Merc تهیه گردید. از آن جا که هر ماده آنتی بیوتیک، دارای فاز متحرک مخصوص و شرایط آنالیز متفاوتی می باشد، بر همین اساس راه اندازی فاز متحرک دستگاهی برای این ترکیبات جهت شناسایی آن ها به صورت مجزا با استفاده از دستگاه کروماتوگرافی مایع مدل HPLC Agilent 6890 N (Agilent, USA) انجام گرفت.

فاز متحرک لازم برای شناسایی ترکیب آنتی بیوتیکی آموکسی سیلین از فاز A: ۵ درصد متانول و فاز

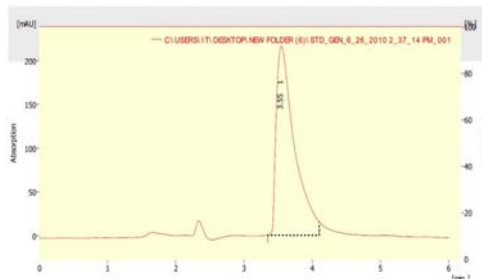
اختلاف معنی دار بین سطح غلظتی آلاینده‌های دارویی در آب‌های سطحی، فاضلاب و پساب بین ایستگاه‌های مختلف با کمک آزمون آنالیز واریانس یک طرفه (ANOVA) پرداخته شد. هم چنین جهت بررسی همبستگی بین سطوح غلظت آلاینده‌های مختلف در ایستگاه‌های مورد بررسی، از آزمون پیرسون استفاده گردید.

یافته‌ها

میزان ریکاوری (بر حسب درصد) و محدودیت کمی (LOQ) (بر حسب نانوگرم بر لیتر) نمونه‌های آب در محدوده ۱۳۱/۲۰-۱۰۱/۹ درصد و ۰/۰۰۸-۰/۰۰۹، برای نمونه‌های پساب ۱۲۹/۷۴-۱۲۵/۲۴ درصد و ۰/۰۰۶-۰/۰۰۹ و برای نمونه‌های فاضلاب ۱۲۹/۳۷-۱۲۶/۰۳ درصد و ۰/۰۰۷-۰/۰۰۹ به دست آمد. هم چنین مقادیر RSD نمونه‌ها (بر حسب درصد) نمونه‌های آب در محدوده ۴/۱-۵/۸ درصد، نمونه‌های فاضلاب در محدوده ۴/۶-۵/۱ درصد و برای پساب در محدوده ۴/۵-۴/۸ درصد محاسبه گردید.

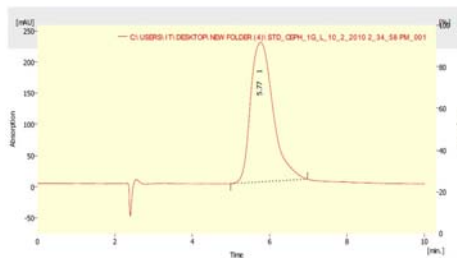
اندازه‌گیری غلظت آلاینده‌های دارویی آنتی بیوتیک در نمونه‌های آب، فاضلاب و پساب شکل‌های شماره ۴، ۵، ۶ و ۷ به ترتیب غلظت آنتی بیوتیک‌های آموکسی سیلین، اریترومایسین، جنتامایسین و سفالکسین را نشان می‌دهد. جهت انجام آنالیزهای آماری ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگوروف-اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) و هموژن بودن واریانس داده‌ها با استفاده از آزمون لون (Leven test) بررسی گردید. مطابق نتایج به دست آمده برای آنتی بیوتیک آموکسی سیلین، جنتامایسین و سفالکسین در نمونه‌های آب، فاضلاب و پساب نرمال و هموژن بوده ($p < 0.05$) و تجزیه واریانس داده‌ها از طریق آزمون آنالیز واریانس یکطرفه (ANOVA) نشان داد که بین میانگین غلظت آنتی

اشعه UV 285-280 نانومتر، زمان خوانش پیک استاندارد در دقیقه ۳/۵۵ به دست آمد.



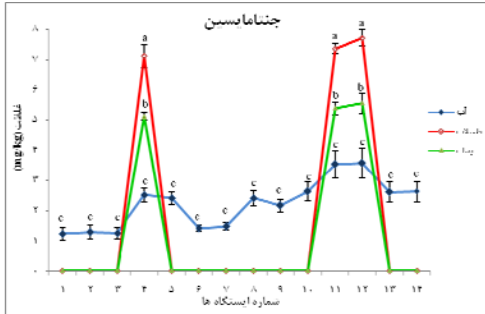
شکل شماره ۲: پیک استاندارد جنتامایسین خوانش شده در دستگاه کروماتوگرافی در زمان ۳/۵۵ دقیقه

بررسی میزان سفالکسین با کمک فاز متحرک A: ۶۹/۹۵ درصد استونیتریل: ۰/۵ درصد فرمیک اسید با نسبت حجمی ۱:۹۹ و فاز B: ۳۰/۵ درصد متانول: ۰/۵ درصد فرمیک اسید با نسبت حجمی ۱:۹۹ انجام شد. با تنظیم سرعت جریان نمونه در دستگاه به میزان ۱ میلی لیتر در دقیقه، نمونه استاندارد سفالکسین به وسیله جذب اشعه UV در محدوده طول موج ۲۶۰-۲۵۴ نانومتر در دقیقه ۵/۷۷ شناسایی گردید (شکل شماره ۳).



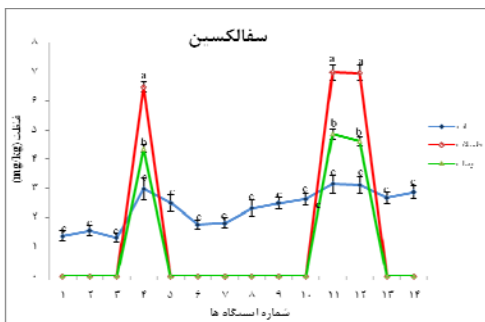
شکل شماره ۳: پیک استاندارد سفالکسین خوانش شده در دستگاه کروماتوگرافی در زمان ۵/۷۷ دقیقه

به منظور تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها نرم افزار اکسل و SPSS مدل ۲۱ به کار گرفته شد. ابتدا نرمال بودن داده‌ها با آزمون شاپیرو ویلک تایید و پس از بررسی یکنواختی داده‌ها با استفاده از نتایج جدول هموژنیتی واریانس‌ها، به بررسی وجود یا عدم وجود



شکل شماره ۶: نمودار غلظت آنتی بیوتیک جنتامایسین در

نمونه‌های آب، فاضلاب و پساب



شکل شماره ۷: نمودار غلظت آنتی بیوتیک سفالکسین در

نمونه‌های آب، فاضلاب و پساب

همبستگی بین غلظت آلاینده‌های آنتی بیوتیک در

آب رودخانه، فاضلاب و پساب تصفیه‌خانه‌ها

مطابق جدول شماره ۲، مقادیر همبستگی

آلاینده‌های آموکسی سیلین، اریترومایسین، جنتامایسین

و سفالکسین در آب رودخانه، فاضلاب و پساب تصفیه

خانه‌ها با توجه به نرمال بودن داده‌ها با استفاده از ضریب

همبستگی پیرسون ارایه شده است.

جدول شماره ۲: همبستگی غلظت آلاینده‌های مورد بررسی

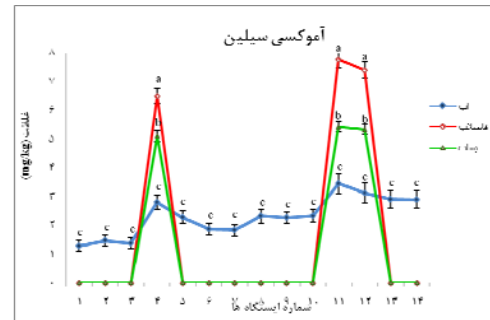
در نمونه‌های آب، فاضلاب و پساب

ترکیب مورد بررسی	نمونه مورد بررسی	آب	فاضلاب	پساب
آموکسی سیلین	فاضلاب	۰/۶۷۳**	۱	۱
	پساب	۰/۶۶۵**	۰/۹۹۸**	۱
	آب	۱	۱	۱
اریترومایسین	فاضلاب	۰/۷۰۹**	۱	۱
	پساب	۰/۷۰۱**	۱/۰۰۰**	۱
	آب	۱	۱	۱
جنتامایسین	فاضلاب	۰/۶۸۰**	۱	۱
	پساب	۰/۶۸۲**	۱/۰۰۰**	۱
	آب	۱	۱	۱
سفالکسین	فاضلاب	۰/۶۴۱*	۱	۱
	پساب	۰/۶۴۱*	۱/۰۰۰**	۱
	آب	۱	۱	۱

* سطح معنی داری ۰/۰۵

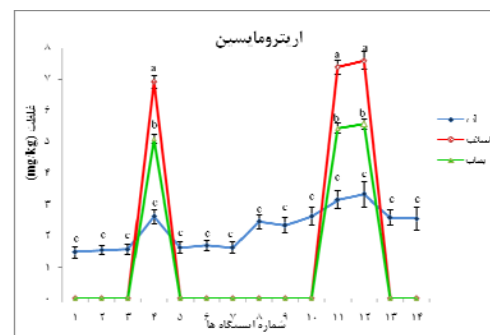
** سطح معنی داری ۰/۰۱

بیوتیک‌های مذکور در ایستگاه‌های مختلف، اختلاف معنی داری وجود دارد ($p < 0.05$). در نهایت براساس هموژن بودن داده‌ها از آزمون دانکن (Duncan) جهت بررسی اختلاف استفاده گردید. با توجه به این که نتایج به دست آمده برای اریترومایسین نرمال و غیر هموژن ($p > 0.05$) بوده و براساس نتایج تجزیه واریانس داده‌ها از طریق آزمون آنالیز واریانس یک طرفه وجود اختلاف معنی دار بین داده‌ها اثبات ($p > 0.05$) گردید. به منظور یافتن این اختلاف‌ها از آزمون Dunnett T3 استفاده و نتایج گروه‌بندی شده بر روی نمودار مربوطه ارائه شد.



شکل شماره ۴: نمودار غلظت آنتی بیوتیک آموکسی سیلین

در نمونه‌های آب، فاضلاب و پساب



شکل شماره ۵: نمودار غلظت آنتی بیوتیک اریترومایسین در

نمونه‌های آب، فاضلاب و پساب

بحث

تحلیل شاخص‌های بازیابی و LOQ مربوط به صحت داده‌های آب، فاضلاب و پساب طبق گزارش Dai و همکاران در سال ۲۰۱۵ (۲۲)، چنانچه شاخص بازیابی بالاتر از عدد ۱۰۰ باشد، روش آزمایشگاهی انتخاب شده از اعتبار بالاتری برخوردار بوده و نتایج حاصل دارای صحت بالا و خطای نزدیک به صفر می‌باشد. مقادیر به دست آمده از این شاخص نیز در محدوده‌های بالاتر از ۱۰۰ بوده که می‌تواند گواهی بر اعتبار و صحت داده‌ها و پایین بودن خطای آن‌ها می‌باشد.

با در نظر گرفتن نظریات Xue و همکاران در سال ۲۰۱۳ (۲۳)، استاندارد تعریف شده برای شاخص LOQ در محدوده نزدیک به ۱۰ نانوگرم می‌باشد. بنابراین زمانی که مقدار این شاخص کم‌تر از ۱۰ نانوگرم باشد، نسبت سیگنال به نویز بسیار کم بوده که نشان دهنده صحت بالای نمونه‌ها در تمامی ایستگاه نمونه‌برداری است. در پژوهش حاضر، نتایج حاصل از محاسبه این شاخص کم‌تر از ۱۰ نانوگرم می‌باشد که می‌تواند نشان‌دهنده خطاهای نزدیک به صفر باشد.

تحلیل شاخص RSD مربوط به دقت داده‌های آب، فاضلاب و پساب

شاخص RSD که به منظور بررسی دقت داده‌ها محاسبه می‌گردد، بیش‌تر بر اساس درصد بیان می‌شود. در همین راستا، علاوه بر صحت نمونه‌ها، هرچه میزان دقت آن‌ها نیز بالاتر باشد، خطای کم‌تر و اعتبار روش آزمایشگاهی انتخاب شده بالاتر است. در پژوهش حاضر، نتایج حاصل از محاسبه این شاخص در محدوده مذکور بوده و بدین ترتیب می‌توان گفت دقت نتایج حاصل در محدوده قابل قبول قرار دارد.

آلاینده‌های دارویی آنتی‌بیوتیک در نمونه‌های آب با توجه به مقادیر آلاینده‌های دارویی مورد مطالعه در ایستگاه‌های مختلف، مشخص گردید که غلظت آلاینده‌ها با عبور رودخانه از مناطق روستایی و شهری از بالا دست به سمت پایین دست روند افزایشی داشته که ناشی از تأثیر شهر و فعالیت‌های مرتبط با شهر نشینی و روستایی می‌باشد. هم‌چنین تراکم جمعیت در پایین دست رودخانه نسبت به بالادست، کم آبی و عدم پیوستن کافی رواناب‌های فصلی به منظور رقیق سازی از عوامل اصلی بالا بودن غلظت در بخش‌های پایینی رودخانه همانند پورکان و سرودار می‌باشد؛ در حالی که برای سرشاخه‌های اصلی همانند ری زمین و پل خواب به دلیل رقیق سازی بیش‌تر و میزان غلظت‌ها کم‌تر است. بر اساس مطالعات میدانی به نظر می‌رسد که میزان آلودگی به وجود آمده به دلیل ورود نقطه‌ای ناشی از فاضلاب تصفیه خانه پورکان، سرودار و آسارا با تصفیه‌های بسیار جزئی، ورود فاضلاب بدون تصفیه در مانگاه سیرا، ورود شیرابه تخلیه شده ناشی از محل دفع پسماند، تخلیه پسماندهای غیر قانونی، تخلیه‌های فاضلاب ناشی از سپتیک تانک‌های مراکز تجاری و تفریحی، مسکونی منطقه باشد. از سوی دیگر سرانه بالای مصرف به صورت خریدهای بدون نسخه از مراکز تأمین دارو نیز مطرح است. در واقع آنتی بیوتیک‌ها در نمونه‌های آب به دلیل داشتن نرخ بالای دفع به صورت ترکیبات مادری و اصلی یا متابولیزه نشده یافت می‌شوند (۲۴). هم‌چنین در بین منابع آلودگی نقطه‌ای، تخلیه فاضلاب‌های مراکز آبرزی پروری به دلیل استفاده‌های از ترکیبات آنتی‌بیوتیکی به خصوص جنتامایسین به منظور تیمار کردن تولیدات پرورشی در اطراف رودخانه از اهمیت بالایی برخوردار بوده که نتایج حاصل نیز با مطالعات Pérez و Barceló در سال ۲۰۱۳ (۲۵) و Bonvin و همکاران در سال ۲۰۱۳ (۲۶) مطابقت دارد. در همین راستا، برخی ویژگی‌های این

ترکیبات مانند آنیونیک بودن در $\text{pH} = 6-7$ و پایین بودن ضریب هانچ ($\text{Log KOW} > 2$) به منظور جذب پایین بر روی رسوبات و ذرات معلق و نیز تعاملات الکترواستاتیک اندک با ذرات کلوئیدی (۲۷) سبب انتشار آن‌ها در رودخانه کرج می‌شود. هم چنین افزایش جریان آب سبب به تعلیق در آمدن ذرات، رسوبات و کلوئیدهای درون آب شده (۲۸) که در ایستگاه‌های یازدهم و دوازدهم شرایط فوق قابل مشاهده می‌باشد. ذرات کلوئیدی جاذبی قوی برای این گونه آلاینده‌ها به شمار می‌روند و با وجود ضریب بالای اوکتانول / آب و فاکتور تجمع برای آلاینده‌های آموکسی سیلین، اریترومايسين، جنتامایسین و سفالکسین (۲۹)، تجمع این ترکیبات در فون و فلور بومی منطقه دور از انتظار نخواهد بود. از سوی دیگر مقاومت بالای آلاینده‌های آنتی‌بیوتیکی به صورت اریترومايسين < سفالکسین < جنتامایسین < آموکسی سیلین در برابر تجزیه‌های زیستی و نوری به دلیل داشتن دو حلقه آروماتیکی در ترکیب خود و انجام فرایندهای هیدرولیز و فتولیز، نیمه عمر بالای آلاینده‌های دارویی مورد بررسی در آب‌های سطحی، ویژگی‌های حوضه آبریز همانند خصوصیات توپوگرافی و جریانات متوسط ماهیانه بر اساس متر مکعب در ثانیه از عوامل تأثیر گذار بر غلظت آلاینده‌های مورد مطالعه در ایستگاه‌های مختلف آب می‌باشد.

آلاینده‌های آنتی‌بیوتیک در نمونه‌های فاضلاب و

پساب تصفیه‌خانه

حضور آلاینده‌های آموکسی سیلین، اریترومايسين، جنتامایسین و سفالکسین در آب رودخانه می‌تواند ناشی از ورود فاضلاب تصفیه نشده به آن باشد. آلاینده‌های آنتی‌بیوتیکی با توجه به ضریب جذب پایین، به صورت جزئی بر سطح لجن فاضلاب جذب می‌گردد. هم چنین به دلیل داشتن حلقه‌های آروماتیکی دارای مقاومت بالایی در مراحل تصفیه و حذف بوده که باعث افزایش

غلظت و توزیع این آلاینده‌ها در پساب تصفیه‌خانه‌ها می‌گردد. هم چنین با توجه به تأسیس همزمان مراکز تصفیه‌خانه، بهره‌گیری یکسان از فرایندهای تصفیه همانند کلر زنی و لجن فعال، ظرفیت اندک و عدم کارایی لازم، فاضلاب در نهایت با تصفیه ناقص به طور مستقیم به صورت پساب از تصفیه‌خانه‌ها خارج می‌شود. از سوی دیگر ممکن است وجود آنتی‌بیوتیک‌ها در فاضلاب خام فرایندهای تصفیه‌ای را به وسیله تأثیر روی مقاومت باکتری‌ها کاهش داده و تشخیص و توزیع این آلاینده‌ها را افزایش دهد (۳۰) که با توجه به بالا بودن غلظت آلاینده‌های آنتی‌بیوتیکی در فاضلاب خام ایستگاه‌های مختلف این فرایند با نتایج حاصل منطبق می‌باشد. در نهایت فرایند تصفیه اولیه و لجن فعال موجود در ایستگاه‌های تصفیه‌خانه با توجه به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی، قطبی بودن، جذب توسط مواد جاذب و تجزیه ناپذیری زیستی، سبب حذف ناقص ترکیبات آنتی‌بیوتیک و احتمال تشخیص آن‌ها در پساب تصفیه‌خانه‌ها می‌گردد. مطابق نتایج، حداقل میانگین غلظت آلاینده‌های مورد مطالعه در پساب ایستگاه تصفیه‌خانه اول واقع در مجاورت شهرستان آسارا در بالا دست مسیر رودخانه به دست آمد. بر اساس مشاهدات میدانی، افزایش غلظت در پساب تصفیه‌خانه‌های پایین دست، می‌تواند ناشی از الگوی مصرف و توسعه شهر نشینی باشد. در تأیید این نتیجه، مطالعات نشان می‌دهند که پساب‌های تصفیه نشده در تصفیه‌خانه‌ها از منابع اصلی آلودگی آب رودخانه‌ها می‌باشند (۳۱)، که بر اساس بررسی میدانی در منطقه مورد مطالعه، میزان آلودگی به وجود آمده به دلیل تخلیه مکرر شبکه‌های فاضلاب خام منازل مسکونی، تجاری و تفریحی اطراف افزایش می‌یابند. به علاوه هیچ گونه ساختاری از شبکه‌های فاضلاب برای تخلیه فاضلاب مراکز آبرزی پروری به داخل ایستگاه‌های تصفیه‌خانه مشاهده نگردید که بیانگر تأثیر فاضلاب آلوده مراکز آبرزی پروری می‌باشد. بنابراین فاضلاب‌های مناطق

شهری و روستایی اطراف رودخانه از منابع اصلی بالا بودن توزیع و تشخیص غلظت آلاینده‌های دارویی مورد نظر به شمار می‌رود.

در نهایت می‌توان گفت تجمع آلاینده‌های دارویی آنتی‌بیوتیک در فاضلاب به میزان مصرف و دفع آن‌ها بستگی دارد. نتایج حاکی از بالا بودن نسبت غلظت در فاضلاب بیش‌تر از پساب و سپس بیش‌تر از آب است که با یافته‌های Gao و همکاران (۳۲)، Hühnerfuss و همکاران (۳۳) مطابقت دارد. در این راستا کاهش آلاینده‌های آنتی‌بیوتیک در آب رودخانه‌ها می‌تواند به علت افزایش تأثیرات رقیق‌سازی باشد؛ در حالی که غلظت‌های متغیر در فاضلاب و پساب به دلیل تغییر و تحول شیمیایی آلاینده‌ها، تبدیل شدن به متابولیت‌ها، وجود مراحل مختلف تصفیه با تأثیرگذاری اندک و ته نشینی در فرایند لجن فعال مربوط است Liu و Wong (۳۴)، Tong و همکاران (۳۵) و Ramirez و همکاران (۳۶) بیان کردند که حضور آلاینده‌های دارویی در آب‌های سطحی رودخانه‌ها به طور عمده به دلیل مصارف زیاد بیماران، تجویزهای بی‌مورد و وجود مراکز تصفیه خانه بدون داشتن مراحل کامل تصفیه این میکروآلاینده‌ها می‌باشد. هم‌چنین مطابق نتایج Yu و همکاران در سال ۲۰۰۹ (۳۷) غلظت بالای آلاینده‌های آنتی‌بیوتیک در آب رودخانه‌ها به عدم وجود قوانین تصفیه و کامل نبودن مراحل تصفیه خانه‌ها نسبت داده شده که مطابق با نتایج پژوهش حاضر می‌باشد.

همبستگی آلاینده‌های دارویی آنتی‌بیوتیک در

نمونه‌های آب، فاضلاب و پساب

در رابطه با آلاینده‌های آنتی‌بیوتیک ارتباط مثبت و معنی‌داری بین غلظت آن‌ها در نمونه‌های آب، فاضلاب و پساب وجود دارد. آلاینده‌های مورد مطالعه جذب اندکی بر روی سطح رسوبات و ذرات کلوئیدی داشته (۳۸) و اغلب به صورت محلول در آب حضور

دارند. این ترکیبات دارای ضریب هانچ کم‌تر از ۴ می‌باشند (۳۹) که نمایانگر تجمع پایین آن‌ها در لجن و رسوبات بوده و سبب حضور دائمی این ترکیب با غلظت‌های بالا در پساب می‌شود. آنتی‌بیوتیک‌ها به دلیل دارا بودن ترکیب شیمیایی پیچیده، مقاومت بالا و پیوندهای هیدروژنی قوی، بیولوژی فعالی از خود نشان داده که منجر به پایین آمدن راندمان حذف آن‌ها در تصفیه خانه‌ها و ورود به منابع پذیرنده همچون رودخانه کرج می‌گردد. از سوی دیگر، فرایندهای کلرزی و لجن فعال، تأثیر اندکی در کاهش و حذف این آلاینده‌ها داشته (۳۲) و در نهایت فاضلاب بدون تصفیه و یا با تصفیه جزئی به صورت پساب در رودخانه کرج تخلیه می‌گردد و همبستگی بین غلظت این ترکیبات در آب، فاضلاب و پساب به وجود می‌آید

مقایسه‌ی غلظت ترکیبات آنتی‌بیوتیکی با

استانداردهای جهانی

مطابق جدول شماره ۴، مقادیر استانداردهای PEC، PNEC و MEC، برای ترکیبات دارویی ارائه شده است. با توجه به نو ظهور بودن آلاینده‌های دارویی، دارا بودن خواص فیزیکی و شیمیایی مجزا نسبت به هم، پژوهش‌های اندک در مورد تشخیص فراوانی و غلظت آن‌ها و هم‌چنین سمی بودن این آلاینده‌ها، سازمان‌های مختلف قوانین حداکثر غلظت آن‌ها را یکسان تعیین کرده‌اند. مقایسه‌ی غلظت آلاینده‌ها با استانداردهای جهانی نشان داد میانگین غلظت تمامی آن‌ها در اکثر ایستگاه‌های مختلف از استانداردهای جهانی شامل غلظت احتمالی محیط زیستی و پیش‌بینی غلظت بدون اثر بیش‌تر می‌باشد که احتمال دارد به دلیل ایجاد انواع آلودگی‌های نقطه‌ای همانند وجود مراکز تصفیه خانه در بالادست و پایین دست این ایستگاه‌ها و نیز مراکز جمعیتی و افزایش حجم فاضلاب‌های ورودی باشد.

مقایسه داده‌های آنتی بیوتیک با داده‌های به دست

آمده در مطالعات دیگر

مطابق جدول شماره ۵، مقایسه سطح غلظت آلاینده‌های آنتی بیوتیک مورد بررسی در آب رودخانه‌ی کرج با داده‌های به دست آمده از سایر مطالعات، نمایان‌گر بالاتر بودن سطح غلظت این آلاینده‌ها در مطالعه حاضر می‌باشد.

جدول شماره ۴: استانداردهای جهانی ارائه شده برای

ترکیبات آنتی بیوتیک در آب (نانوگرم بر لیتر) (۴۰)

آلاینده	PEC	PN EC	M EC	غلظت ترکیبات در مطالعه حاضر
آموکسی سیلین	<۱۰	<۱۰	۱۰	۲/۳۰۵
اریترومایسین	<۱۰	<۱۰	۱۰	۲/۲۲۹
جنتامایسین	<۱۰	<۱۰	۱۰	۲/۲۳۱
سفالکسین	<۱۰	<۱۰	۱۰	۲/۳۳۵

جدول شماره ۵: مقایسه نتایج با غلظت‌های گزارش شده آلاینده‌های آنتی بیوتیک (میکروگرم بر لیتر) در آب

مکان	آموکسی سیلین	اریترومایسین	جنتامایسین	سفالکسین	منابع
آب های سطحی اسپانیا	۰/۲۴۱	۰/۳۶۳	۰/۳۳۶	۰/۴۱۸	۴۱
آب های سطحی سوئیس	۰/۱۲۵	۰/۲۱۵	۰/۲۳۸	۰/۳۳۴	۴۲
رودخانه شانگ های چین	۰/۳۳۶	۰/۴۱۸	۰/۴۶۲	۰/۴۷۶	۳۴
آب های سطحی روم، ایتالیا	۰/۱۴۷	۰/۱۵۹	۰/۲۰۷	۰/۲۴۹	۴۳
رودخانه گنوا، ایرلند	۰/۱۵۱	۰/۲۱۴	۰/۱۸۵	۰/۲۲۳	۴۴
رودخانه میشگان، امریکا	۰/۵۹۰	۰/۳۹۸	۰/۴۱۸	۰/۵۸۲	۴۵
رودخانه تنسی امریکا	۰/۶۴۱	۰/۵۲۱	۰/۵۴۷	۰/۶۱۸	۴۶
رودخانه والنسیا، اسپانیا	۰/۳۴۱	۰/۳۶۳	۰/۳۷۱	۰/۳۵۲	۴۷
رودخانه دورو، پرغال	۰/۶۰۱	۰/۵۴۷	۰/۷۰۹	۰/۶۵۴	۴۸
آب های سطحی شمال چین	۰/۲۹۶	۰/۳۰۵	۰/۲۶۱	۰/۳۱۱	۴۹
رودخانه کرج	۲/۳۰۵	۲/۲۲۹	۲/۲۳۱	۲/۳۳۵	مطالعه حاضر

جدول شماره ۶: مقایسه نتایج حاضر با آلاینده‌های آنتی بیوتیک (میکروگرم بر لیتر) در فاضلاب مناطق مختلف جهان

مکان	آموکسی سیلین	اریترومایسین	جنتامایسین	سفالکسین	منابع
فاضلاب ها در انگلیس	۳/۲۳۱	۳/۳۱۶	۳/۴۵۲	۲/۶۷۲	۵۰
پساب ها در انگلیس	۱/۲۸۹	۱/۱۱۰	۱/۳۱۵	۱/۰۰۱	۵۰
فاضلاب ها در اسپانیا	۴/۷۷۰	۳/۹۸۰	۴/۷۴۵	۳/۴۱۰	۵۱
پساب ها در اسپانیا	۱/۱۴۳	۱/۴۷۰	۱/۵۱۵	۱/۱۱۳	۵۱
فاضلاب ها در کانادا	۲/۶۵۲	۲/۵۳۲	۲/۷۵۳	۲/۳۰۸	۵۲
پساب ها در کانادا	۱/۲۱۴	۱/۶۵۷	۱/۸۵۱	۱/۵۱۷	۵۲
فاضلاب ها در پرغال	۲/۱۵۸	۲/۹۸۲	۲/۸۸۰	۲/۶۶۱	۵۳
پساب ها در پرغال	۰/۹۸۷	۰/۹۹۱	۰/۹۹۵	۱/۱۲۰	۵۳
فاضلاب ها در فنلاند	۲/۶۱۵	۲/۷۹۶	۲/۸۲۱	۲/۷۷۹	۳۵
پساب ها در فنلاند	۰/۹۷۴	۰/۹۸۸	۰/۹۹۲	۱/۰۰۷	۳۵
فاضلاب ها در امریکا	۳/۵۱۲	۳/۶۱۹	۳/۸۶۱	۳/۵۰۸	۵۴
پساب ها در امریکا	۰/۹۹۴	۰/۹۹۱	۰/۸۶۲	۰/۸۶۶	۵۴
فاضلاب ها در چین	۴/۹۱۳	۴/۸۸۶	۴/۹۵۴	۴/۷۸۱	۵۵
پساب ها در چین	۱/۳۱۲	۱/۴۲۹	۱/۵۱۳	۱/۵۳۸	۵۵
فاضلاب رودخانه کرج	۷/۲۴۰	۷/۳۰۱	۷/۳۹۰	۶/۷۹۹	مطالعه حاضر
پساب رودخانه کرج	۵/۲۸۹	۵/۳۶۲	۵/۳۴۴	۴/۶۰۸	مطالعه حاضر

امروزه دنیا می‌باشد که در سال‌های اخیر تنها تعدادی از کشورهای پیشرفته به بررسی حضور، منابع و سرنوشت این آلاینده‌ها در رودخانه‌ها پرداخته‌اند. باقیمانده‌های دارویی به طور ذاتی، فعالیت بیولوژیکی بسیار قوی داشته که بر موجودات زنده تأثیر می‌گذارد. آلاینده‌های یاد شده از طریق شبکه‌های فاضلاب خانگی و مناطق مسکونی وارد محیط شده و حتی با حضور در تصفیه

غلظت آلاینده‌های آنتی بیوتیک در نمونه‌های فاضلاب و پساب در مقایسه با یافته‌های سایر مطالعات مطابق جدول شماره ۶، ارائه گردیده است. در تمامی موارد، غلظت‌های به دست آمده در این مطالعه بسیار بیش تر از مطالعات دیگر می‌باشد. در نهایت می‌توان اظهار داشت وجود باقیمانده‌های دارویی در محیط زیست یکی از مسائل مهم و قابل تأمل

رودخانه کرج از اهمیت بالایی برخوردار است. از آن جا که مدیریت پایدار نیازمند اطلاعات کاملی از انواع آلاینده‌های دارویی وارد شده به محیط رودخانه‌ها می‌باشد، ارزیابی خطرات بالقوه بهداشتی آلاینده‌ها و اولویت بندی کردن آن برای انسان و حیوانات بسیار حائز اهمیت خواهد بود. بنابراین شناخت منابع، طراحی روش‌هایی به منظور حذف آلاینده‌ها از آب‌های سطحی و بررسی مسیرهای ورود آن‌ها در بوم سازگان‌های آبی بسیار مهم و ضروری می‌باشد.

سپاسگزاری

در پایان از مسئول محترم آزمایشگاه مرکزی دانشگاه ملایر آقای مهندس میرشاولد و کارشناس مربوطه آقای مهندس فرهادی کمال تشکر را دارد.

خانه‌های سرودار، پورکان و آسارا و با توجه به عدم کارایی مراحل مختلف تصفیه، به رودخانه کرج تخلیه می‌شوند. به همین دلیل تصفیه‌خانه‌ها، اولین منبع ورود آلاینده‌های دارویی به رودخانه کرج بوده و به طور کلی هر چه غلظت آلاینده‌های مورد مطالعه در فاضلاب افزایش پیدا کند، میزان تخلیه به رودخانه نیز افزایش می‌یابد. نتایج به دست آمده از این مطالعه نشان داد که غلظت آلاینده‌های دارویی مورد مطالعه بستگی زیادی به تراکم جمعیت، میزان مصرف و تعداد تصفیه‌خانه‌ها در طول مسیر رودخانه دارد. در همین راستا، فاضلاب و پساب تصفیه‌خانه‌ها به ترتیب بیش‌ترین غلظت آلاینده‌های مورد مطالعه را در مقایسه با ایستگاه‌های نمونه‌برداری آب در بر داشت.

امروزه طراحی و به کارگیری روش‌های مختلف حذف با کارایی بالا از طریق تصفیه‌های پیشرفته فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی در مراکز تصفیه‌خانه

References

1. Bayen B, Yib X, Segovia E, Zhou Z, Kelly BC. Analysis of selected antibiotics in surface freshwater and seawater using direct injection in liquid chromatography electro spray ionization tandem mass spectrometry. *J Chromatogr A*. 2014; 1338: 38–43.
2. Bueno MM, Gomez MJ, Herrera S, Hernando MD, Agüera A, Fernández-Alba AR. Occurrence and persistence of organic emerging contaminants and priority pollutants in five sewage treatment plants of Spain: two years pilot survey monitoring. *Environ Pollut*. 2012; 164: 267-273.
3. Kaplan S. pharmacological pollution in water. *Critical Environmental Science Technology*. 2012; 43(10): 1074–1081.
4. Chiron S, Minero C, Vione D. Photodegradation processes of the antiepileptic drug carbamazepine, relevant to estuarine waters. *Environ Sci Technol*. 2006; 40(19): 5977–5983.
5. Vanneste JL, Cornish DA, Yu J, Boyd RJ, Morris CE. Isolation of copper and streptomycin resistant phytopathogenic *Pseudomonas syringae* from lakes and rivers in central north island of New Zealand. *New Zealand Plant Protect*. 2008; 61:80–85.
6. Al-Rajab AJ, Sabourin L, Lapen DR, Topp E. The non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac is readily biodegradable in agricultural soils. *Sci Total Environ*. 2010; 409(1): 78–82.
7. Mortazavi S, Bakhtiari AR, Sari AE, Bahramifar N, Rahbarzade F. Phenolic endocrine disrupting chemicals (EDCs)

- in Anzali Wetland, Iran: Elevated concentrations of 4-nonylphenol, octylphenol and bisphenol A. *Mar Pollut Bull.* 2012; 64(4): 1067–1073.
8. Mortazavi S, Riyahi Bakhtiari A, Esmaili Sari A, Bahramifar N, Rahbarizade F. Occurrence of Endocrine Disruption Chemicals (Bisphenol A, 4-Nonylphenol, and Octylphenol) in Muscle and Liver of, *Cyprinus Carpio* Common, from Anzali Wetland, Iran. *Bull Environ Contam Toxicol.* 2013; 90(5): 578–584.
 9. Spongberg AL, Witter JD, Acuna J, Vargas J, Murillo M, Umana G, et al. Reconnaissance of selected PPCP compounds in Costa Rican surface waters. *Water Res.* 2011; 45(20):6709-6717.
 10. Schimmelpfennig S, Kirillin G, Engelhardt C, Nützmann G, Dünnbier U. Seeking a compromise between pharmaceutical pollution and phosphorus load: management strategies for Lake Tegel, Berlin. *Water Research.* 2012; 46(13): 4153-4163.
 11. Deo RP. Pharmaceuticals in the Surface Water of the USA. *Curr Environment Health Reports.* 2014; 1(2):113–122.
 12. Birch GF, Drage DS, Thompson K, Eaglesham G, Mueller JF. Emerging contaminants (pharmaceuticals, personal care products, a food additive and pesticides) in waters of Sydney estuary, Australia. *Mar Pollut Bull.* 2015; 97(1):56-66.
 13. K'oreje KO, Vergeynst L, Ombaka D, De Wispelaere P, Okoth M, Van Langenhove H, et al. Occurrence patterns of pharmaceutical residues in wastewater, surface water and groundwater of Nairobi and Kisumu city, Kenya. *Chemosphere.* 2016; 149: 238-244.
 14. Alygizakis NA, Gago-Ferrero P, Borova VL, Pavlidou A, Hatzianestis I, Thomaidis NS. Occurrence and spatial distribution of 158 pharmaceuticals, drugs of abuse and related metabolites in offshore seawater. *Sci Total Environ.* 2016; 541: 1097-1105.
 15. Sharifi R, Solgi A, Pourkermani M. A Study of the Relationship between Landslide and Active Tectonic Zones: A Case Study in Karaj Watershed Management. *Open Journal of Geology(OJG).* 2013; 3: 233-239.
 16. Karyab H, Nasseri S, Ahmadkhaniha R, Rastkari N, Mahvi AH, Nabizadeh R, et al. Determination and Source Identification of Polycyclic Aromatics Hydrocarbons in Karaj River, Iran. *Bull Environ Contam Toxicol.* 2014; 92(1): 50–56.
 17. Shi H, Yang Y, Liu M, Yan C, Yue H, Zhou J. Occurrence and distribution of antibiotics in the surface sediments of the Yangtze Estuary and nearby coastal areas. *Mar Pollut Bull.* 2014; 83(1): 317–323.
 18. Llorca M, Grosa M, Rodríguez-Mozaza S, Barceló D. Sample preservation for the analysis of antibiotics in water. *J Chromatogr A.* 2014; 1369: 43–51.

19. Brodin T, Fick J, Jonsson M, Klaminder J. Dilute concentrations of a psychiatric drug alter behavior of fish from natural populations. *Science* . 2013; 339(6121): 814-819.
20. Furlong ET, Werner SL, Anderson BD, Cahill JD. Determination of human-health pharmaceuticals in filtered water by chemically modified styrene-divinylbenzene resin-based solid-phase extraction and high performance liquid chromatography/mass spectrometry: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, 2008; p. 56.
21. Zuccato E, Castiglioni S, Fanelli R, Reitano G, Bagnati R, Chiabrando C, et al. Pharmaceuticals in the environment in Italy. causes, occurrence, effects and control. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2014, 13(1):15–21.
22. Dai G, Wang B, Huang J, Dong R, Deng S, Yu G. Occurrence and source apportionment of pharmaceuticals and personal care products in the Beiyun River of Beijing, China. *Chemosphere* . 2015; 119: 1033–1039.
23. Xue B, Zhang R, Wang Y, Liu X, Li J, Zhang G. Antibiotic contamination in a typical developing city in south China: occurrence and ecological risks in the Yongjiang River impacted by tributary discharge and anthropogenic activities. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2013; 92: 229-236.
24. Murray KE, Thomas SM, Bodour AA. Prioritizing research for trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. *Environ Pollut*. 2010, 158(12): 3462–3471.
25. Pérez S, Barceló D. Application of advanced MS techniques to analysis and identification of human and microbial metabolites of pharmaceuticals in the aquatic environment. *TrAC Trends Anal Chem*. 2007; 26(6):494–514.
26. Bonvin F, Omlin J, Rultler R, Scheizer WB, Alaimo PJ, Strathmann TJ, et al . Direct photolysis of human metabolites of the antibiotic sulfamethoxazole: evidence for abiotic back-transformation. *Environ Sci Technol*. 2012; 47(13):6746–6755.
27. Mehinto AC, Hill EM, Tyler CR. Uptake and biological effects of environmentally relevant concentrations of the nonsteroidal anti-inflammatory pharmaceutical diclofenac in rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Sci Technol*. 2010; 44(6): 2176-2182.
28. Suga N, Ogo M, Suzuki S. Risk assessment of oxytetracycline in water phase to major sediment bacterial community: a water-sediment microcosm study. *Environ Toxicol Pharmacol*. 2013; 36(1): 142-148.
29. Houeto P, Carton A, Guerbet M, Mauclair AC, Gatignol C, Lechat P, et al. Assessment of the health risks related to the presence of drug residues in water for human consumption: Application to carbamazepine. *Regul Toxicol Pharmacol*. 2012; 62(1): 41–48.
30. Ferná'ndez C, Beltra'n EM, Tarazona JV. Pharmaceuticals Effects in the Environment. *Encyclopedia of*

- Toxicology.3rd ed. Academic Press, 2014; v3 : 844- 848.
31. Hedding A, Cars O, Qiang S, Tomson G. Antibiotic resistance in China-a major future challenge. *Lancet*. 2009; 373(9657): 30.
 32. Gao L, Shi Y, Li W, Niu H, Liu J, Cai Y. Occurrence of antibiotics in eight sewage treatment plants in Beijing, China. *Chemosphere*. 2012; 86(6): 665-671.
 33. Hühnerfuss H, Selke S, Scheurell M, Shah MR, Nadeem S. The drug naproxen and its transformation products as an example for emerging environmental pollutants. *Organohalogen Compounds*. 2010; 72: 467-470.
 34. Liu JL, Wong MH. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): A review on environmental contamination in China. *Environ Int*. 2013; 59: 208-224.
 35. Tong C, Zhuo X, Guo Y. Occurrence and risk assessment of four typical fluoroquinolone antibiotics in raw and treated sewage and in receiving waters in Hangzhou, China. *J Agric Food Chem*. 2011; 59(13):7303-7309.
 36. Ramirez AJ, Brain RA, Usenko S, Mottaleb MA, O'Donnell JG, Stahl LL, et al . Occurrence of pharmaceuticals and personal care products in fish: results of a national pilot study in the United States. *Environ Toxicol Chem*. 2009; 28 (12): 2587-2597.
 37. Yu CP, Roh H, Chu KH. 17b-Estradiol-degrading bacteria isolated from activated sludge. *Environ Sci Technol Lett*. 2007; 41(2): 486-492.
 38. Lahti M, Brozinski JM, Jylhä A, Kronberg L, Oikari A. Uptake from water, biotransformation, and biliary excretion of pharmaceuticals by rainbow trout. *Environ Toxicol*. 2011; 30(6): 1403-1411.
 39. Behera SK, Kim HW, Oh JE, Park HS. Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest industrial city of Korea. *Sci Total Environ*. 2011; 409(20): 4351-4360.
 40. European Medicines Agency (EMA). Committee for Medicinal Products for Human Use (EMA/CHMP).2013. Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use. UK, London: EMA /CHMP/SWP/4447/00.
 41. Mompelat S, Le Bot B, Thomas O. Occurrence and fate of pharmaceutical products and by-products, from resource to drinking water. *Environ Int*. 2009; 35(7): 803-814.
 42. Zenker A, Cicero M, Prestinaci F, Bottoni P, Carere M. Bioaccumulation and biomagnification potential of pharmaceuticals with a focus to the aquatic environment. *J Environ Manage*. 2014; 133: 378-387.
 43. Brambilla G, Testa C. Food safety/food security aspects related to the environmental release of pharmaceuticals. *Chemosphere*. 2014; 115: 81-87.
 44. Che`vre N. Pharmaceuticals in surface waters: sources, behavior, ecological

- risk, and possible solutions. Case study of Lake Geneva, Switzerland. *WIREs Water Journal*. 2014; 1(1): 69–86.
45. Ferguson PJ, Bernot MJ, Doll JC, Lauer TE. Detection of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in near-shore habitats of southern Lake Michigan. *Sci Total Environ*. 2013; 458:187–196.
 46. Yu CP, Chu KH. Occurrence of pharmaceuticals and personal care products along the West Prong Little Pigeon River in east Tennessee, USA. *Chemosphere*. 2009, 75(10): 1281–1286.
 47. Vazquez-Roig P, Andreu V, Blasco C, Picó Y. Risk assessment on the presence of pharmaceuticals in sediments, soils and waters of the Pego–Oliva Marshlands (Valencia, eastern Spain). *Sci Total Environ*. 2012, 440: 24–32.
 48. Madureira TV, Barreiro JC, Rocha MJ, Rocha E, Cass QB, Tiritan ME. Spatiotemporal distribution of pharmaceuticals in the Douro River estuary (Portugal). *Sci Total Environ*. 2010, 408(22): 5513–5520.
 49. Li w, Shi Y, Gao L, Liu J, Cai Y. Occurrence of antibiotics in water, sediments, aquatic plants, and animals from Baiyangdian Lake in North China. *Chemosphere*. 2012; 89(11): 1307–1315.
 50. Radjenovic J, Petrovic M, Ventura F, Barcelo D. Rejection of pharmaceuticals in nanofiltration and reverse osmosis membrane drinking water treatment. *Water Res*. 2008; 42(14): 3601–3610.
 51. Nakada N, Kiri K, Shinohara H, Harada A, Kuroda K, Takizawa S, et al . Evaluation of pharmaceuticals and personal care products as water-soluble molecular markers of sewage. *Environ Sci Technol*. 2008, 42(17): 6347–6353.
 52. Minh TB, Leung HW, Loi IH, Chan WH, So MK, Mao JQ, et al. Antibiotics in the Hong Kong metropolitan area: ubiquitous distribution and fate in Victoria Harbour. *Mar Pollut Bull*. 2009; 58(7): 1052–1062.
 53. Li B, Zhang T. Mass flows and removal of antibiotics in two municipal wastewater treatment plants. *Chemosphere*. 2011; 83(9): 1284–1289.
 54. Chang HC, Wang PL, Ding WH. Using liquid chromatography–ion trap mass spectrometry to determine pharmaceutical residues in Taiwanese rivers and wastewaters. *Chemosphere*. 2008; 72(6) : 863–869.
 55. Ben W, Qiang Z, Adams C, Zhang H, Chen L. Simultaneous determination of sulfonamides, tetracyclines and tiamulin in swine wastewater by solid-phase extraction and liquid chromatography-mass spectrometry. *J Chromatogr A*. 2008, 1202(2): 173–180.