مجله مهندسی بهداشت محیط، بهار ۱۳۹۹، سال ۷، شماره ۳ :۲۹۷-۲۸۰

# بررسی توزیع، ریسک اکولوژیک و سلامت سورفاکتانت آنیونی (LAS) به عنوان نشانگر مولکولی تخلیه فاضلاب در سد اکباتان، همدان

**فائزه جعفری، نسرین حسن زاده***

گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

**تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۸/۸/٤؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۷**

## چکیده

زمینه وهدف: با توجه به افزایش مصرف شوینده‌ها و مشکلات آلودگی منابع آبی در اثر رهاسازی فاضلاب‌های حاوی مقادیر زیاد شوینده‌ها در چند دهه اخیر، در این مطالعه به بررسی غلظت و ارزیابی ریسک سلامت و اکولوژیک آلکیل بنزن سولفانات خطی (LAS) به عنوان مهم‌ترین ترکیب شوینده‌ها در سد اکباتان همدان پرداخته شده است.

مواد و روش: ۳۱ ایستگاه نمونه‌برداری از مخزن سد اکباتان و رودخانه‌های ورودی به سد و سرریز سد اکباتان (سد آبشینه) جهت نمونه‌برداری آب انتخاب شد. پارامترهایی همچون دمای آب، pH، EC، TDS، DO و ORP در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد. جذب LAS از طریق دستگاه اسپکتروفتومتر(WTW 660) در طول موج ٦٥٠ nm قرائت شد.

یافته‌ها: نتایج غلظت LAS اندازه‌گیری شده را در دامنه ۱/٤ mg/L- ۰/۰۱ نشان داد. نتایج آزمون همبستگی اسپیرمن بین LAS و فاکتورهای کیفی آب نشان داد بین LAS با شوری، TDS و EC رابطه مثبت و معنی‌دار در سطح ۰/۰۱ و بین LAS و DO رابطه منفی در سطح ۰/۰۵ وجود دارد. نتایج محاسبه ارزیابی ریسک اکولوژیک، در ۱۳ ایستگاه ریسک زیاد، در ۱۵ ایستگاه ریسک متوسط و در۳ ایستگاه ریسک کم را نشان داد. همچنین محاسبه ارزیابی ریسک سلامت LAS، عدم وجود ریسک در گروه‌های مختلف سنی مختلف را نشان داد. نتایج مقایسه غلظت LAS با استاندارد تخلیه سورفاکتانت‌ها به داخل آب‌های سطحی و مصارف کشاورزی و آبیاری در ایران نشان داد غلظت LAS از نظر تخلیه به داخل آب‌های سطحی کمتر حد مجاز (۱/٥ mg/L) ولی از نظر استفاده برای مصارف کشاورزی و آبیاری مقدار LAS در ۷ ایستگاه بیشتر از استاندارد مربوطه است.

نتیجه‌گیری: نتایج این مطالعه نشان داد سد اکباتان و رودخانه‌های منتهی به سد در معرض ورود ترکیبات شوینده ناشی از ورود فاضلاب‌های خانگی قرار دارد. بنابراین لازم است اقدامات موثر و پیشگیرانه در جهت کنترل و کاهش ورود فاضلاب‌های تصفیه نشده به این سد مهم و حیاتی صورت گیرد.

کلمات کلیدی: سد اکباتان، سد آبشینه، (LAS)، ریسک اکولوژیک، ریسک سلامت

* **نویسنده مسئول:** گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران
ایمیل: nasrinhassanzadeh@gmail.com - تلفن تماس: ۰۹۱۸۹۵۱۵۷۲۹

## مقدمه

با توجه به افزایش تقاضا برای برق، بروز خشکسالی در اکثر مناطق و کمبود آب برای مصارف شهری و تولید مواد غذایی، برداشت آب از طریق ساخت سد توسط اکثر کشورها انجام می‌شود [1]. خصوصیات طبیعی حوضه آبخیز، کمیت و کیفیت آب‌های ورودی به مخزن، خصوصیات اقلیمی منطقه مانند درجه حرارت، وزش باد، میزان نزولات جوی و میزان فعالیت‌های مختلف انسان در حوضه آبخیز از جمله عواملی هستند که کیفیت آب مخازن سدها را تحت تاثیر قرار می‌دهند. از طرفی دیگر، احداث سد و ذخیره کردن جریان سطحی، خود می‌تواند به سبب مجموعه عواملی مانند تبخیر، ساکن بودن آب، لایه‌بندی حرارتی در مخزن، رسوب‌گذاری، غنی شدن آب دریاچه از عناصر غذایی و غیره موجب تغییر در خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آب مخزن شود. این رخدادها منجر به آن می‌شود که کیفیت آب خروجی از سد همان کیفیت آب ورودی به مخزن نباشد [2].

دریاچه‌های طبیعی و مخازن سد عمدتا به دلیل هندسه و ویژگی‌های جریان، پتانسیل بیشتری برای آلودگی دارند. از آن جا که مواد مغذی در این سیستم‌های آبی شرایط ماندگار شدن دارند، شرایط شکل‌گیری پدیده تغذیه‌گرایی (Eutrophication) در مقایسه با روخانه‌ها بیشتر است [3]. از طرف دیگر رشد جمعیت و آلودگی‌های ناشی از تخلیه انواع فاضلاب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی، شیرابه‌های محل دفع زباله و رواناب‌های سطحی باعث گسترش آلودگی و محدودتر شدن منابع آب شده است. در این میان منابع آب سطحی مانند دریاچه‌ها، رودخانه‌ها و مخازن بیشتر از منابع آبی زیرزمینی در معرض آلودگی هستند [4]. یکی از معروف‌ترین و گسترده‌ترین آلاینده‌ها در مناطق شهری، سورفکتانت‌ها هستند. سورفکتانت‌ها ترکیبات لازم برای محصولات بهداشتی و آرایشی هستند. آنها به طور گسترده‌ای در مواد شوینده خانگی، لوسیون مو، شامپو، نرم کننده، محصولات آرایشی، کرم اصلاح و بسیاری از کاربردهای دیگر استفاده می‌شوند [5]. سورفاکتانت‌ها دارای دو بخش چربی‌دوست ( lipophilic ) و دیگری آبدوست ( hydrophilic ) هستند که بسته به بار قسمت هیدروفیل، به ٤ گروه آنیونی، کاتیونی، غیر یونی و آمفوتریک تقسیم‌بندی می‌شوند [5,6].

آلکیل بنزن سولفونات خطی ( Linear Alkylbenzene Solphonate) یک سورفکتانت آنیونی مهم است که اغلب به عنوان جز موثر مواد شوینده و سایر محصولات تمیزکننده به دلیل کارآیی در تمیز کردن و هزینه نسبتا کم مورد استفاده قرار می‌گیرد [7,8]. LAS به طور گسترده در ساختار سورفاکتانت‌های آنیونی استفاده می‌شوند و همچنین می‌توانند به عنوان شاخصی از حضور سایر محصولات دارویی و بهداشتی در آب‌های سطحی مطرح شوند [9]. پس از کاربرد، LAS می‌تواند مستقیما (یعنی بدون تصفیه) و یا به عنوان جزء باقیمانده از تخلیه تصفیه‌خانه‌های فاضلاب وارد محیط های آبی شود. در محیط‌های آبی، LAS را می‌توان توسط دو فرآیند از آب حذف کرد: (۱) تجزیه زیستی توسط میکرو ارگانیسم‌ها و (۲) جذب توسط ذرات معلق و رسوبات. تجزیه زیستی، مسیر اصلی حذف LAS در آب است اما در شرایط بی‌هوازی، تخریب آن‌ها بسیار کند بوده و می‌توانند در محیط‌های آبی تجمع یابند [10,11]. در سال‌های اخیر غلظت‌های بالای LAS در آب‌های سطحی سراسر جهان یافت شده است [7,8,12].

مطالعات مختلف اثرات LAS را در بخش‌های زیستی و غیر زیستی آشکار کرده است. برخی از اثرات زیستی سورفاکتانت‌ها شامل اختلال در غشاهای زیستی و غیرطبیعی کردن پروتئین‌ها، افزایش انحلال یا دسترسی زیستی سایر آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین، حشره‌کش‌ها و فنول‌ها [7,13,14]، آسیب‌های مورفولوژیکی و فیزیولوژیکی به مولفه‌های پلانکتون، دوزیستان و ماهی‌ها [6,14-16] و اثرات مهارکنندگی مستقیم و جدی بر روی رشد، تولید مثل و فعالیت فیزیولوژیکی موجودات آبزی با تاثیر بر نفوذپذیری غشا،

فعالیت آنزیمی و ساختار بافتی [۷،۱۴] است. اثرات سورفاکتانت‌ها در بخش غیرزیستی شامل کاهش کشش سطحی آب، کاهش اکسیژن در دسترس، تشدید روند یوتریفیکاسیون [۱۴]، تغییر طعم آب [۸]، اختلال در فرایندهای تصفیه فاضلاب مانند ته‌نشینی و انعقاد [۱۷]، ایجاد کف در سطح آب [۱۸]، اثرات منفی بصری و کاهش کیفیت آب [۷،۱۷] است. مطالعه منابع مختلف نشان می‌دهد که گاها شوینده‌ها با دوز کمتر خود به طور مستقیم در مرگ و میر موجودات نقشی ایفا نمی‌کنند ولی مخلوط آنها با یک ماده شیمیایی دیگر مرگ و میر را به طور قابل توجهی افزایش می‌دهد. به عنوان مثال در بررسی تاثیر مخلوط شوینده‌های آنیونی با غلظت مجاز و زیرکشنده شوینده Parnol.j (حاوی ۲۰٪ LAS) و n-heptan درگونه Diaptomus forbesi نتایج نشان‌دهنده افزایش مرگ و میر از ۱۰ به ۵۰٪ بوده است [۱۹]. پژوهشی دیگر نشان داده است که که شوینده‌ها نقش کاتالیزوری داشته و باعث تشدید نفوذ فلزات سنگین به درون سلول و سمیت بیشتر مخلوط آلاینده‌ها نسبت به حالت انفرادی آن‌ها می‌شوند [۲۰].

مطالعات بسیاری در ایران به بررسی غلظت LAS در اکوسیستم‌های مختلف پرداخته‌اند. در مطالعات حاجیان نژاد و همکارانش (۲۰۱۲) در رودخانه زاینده رود و چاه‌های حاشیه آن، نتایج نشان داد شهر اصفهان و تصفیه‌خانه جنوب شهر اصفهان بیشترین تاثیر را در افزایش غلظت LAS در رودخانه زاینده رود داشته است. در این مطالعه غلظت LAS در رودخانه زاینده‌رود در محدوده ۰/۱۱٤ mg/L– ۰/۰۲۵ و در چاه‌ها در محدوده ۰/۰۵٦ mg/L– ۰/۰۰۹ به دست آمده است [۲۱]. در مطالعات سلیمانی رودی و همکارانش (۲۰۱۵)، در آب‌های سطحی منطقه جنوبی دریای خزر، نتایج میانگین سالانه غلظت LAS را ۰/۰۱۲ ±۰/۲۱۰ mg/L نشان داد. میانگین LAS از فصل بهار تا زمستان افزایش نشان داد و رابطه خطی منفی بین میزان LAS و درجه حرارت آب نشان داده شد که با افزایش غلظت LAS در فصل زمستان همخوانی داشت [۲۲]. نتایج پژوهش Riyahi Bakhtiari و همکارانش (۲۰۱۸) در رسوبات سطحی تالاب بین المللی انزلی نتایج نشان داد هیچ همبستگی معناداری بین غلظت LABs شناسایی‌شده با کل کربن آلی (TOC) و اندازه دانه وجود ندارد. در این مطالعه، غلظت LABs در نمونه‌های رسوب دامنه‌ای از ۱۰۹۳۰۵/۲٦ ng/g$^{-1}$– ۳۹٤/۱۲ وزن خشک را نشان داد [۲۳]. مطالعات ابراهیمی و همکارانش (۲۰۱۰) در برکه‌های تثبت فاضلاب شهر یزد نشان داد بیشترین راندمان حذف LAS در فصل تابستان و در برکه‌های اختیاری ثانویه با میانگین ٦۷٪ و کمترین آن در فصل پاییز در برکه‌های بی‌هوازی با میانگین ۲۷٪ بوده است. همچنین غلظت LAS در تمامی فصول سال در پساب خروجی برکه‌های بی‌هوازی نسبت به ورودی بیشتر بوده است. نتایج این مطالعه نشان داده است که پساب خروجی از برکه‌های تثبیت فاضلاب شهر یزد از نظر تخلیه به آب‌های سطحی، مصارف کشاورزی و آبیاری و تخلیه به چاه جاذب بیشتر از حد مجاز اعلام شده ایران است [۲٤]. نتایج مطالعه پیرصاحب و همکارانش (۲۰۱۳) در مورد راندمان حذف LAS در تصفیه خانه فاضلاب شهر پاوه با روش لجن فعال با هوادهی گسترده، بیشترین راندمان حذف LAS را در فصل تابستان با میانگین ۹۹/۲۳ و کمترین راندمان حذف را در فصل زمستان با میانگین ۹٤/۰٦ نشان داد [۲۵]. مطالعه محوی و همکارانش (۲۰۰٤) راندمان حذف LAS را در تصفیه‌خانه فاضلاب شهرک قدس به روش لجن فعال را حدود ۹۳٪ نشان داده است [۲٦]. مقایسه این ۳ مطالعه با روش‌های مختلف تصفیه فاضلاب اهمیت هوادهی را در راندمان حذف ترکیبات LAS نشان می‌دهد.

LASs با روش‌های مختلف در تصفیه‌خانه فاضلاب قابل تصفیه هستند با این حال، بازده این تصفیه‌ها هنوز کامل نیست و LASs باقی‌مانده نیز می‌توانند به ۳۰٪ برسند. بنابراین، ارزیابی ریسک این ترکیبات از اهمیت زیادی برخوردار است به خصوص که LASs به عنوان ترکیبات سمی برای

موجـودات زنـده مختلـف آبـزی و خـاکی در نظـر گرفتـه می‌شوند [۲۷].

ارزیابی ریسک، چارچوبی مؤثر برای تعیین فوریت نسـبی مشـکلات و تخصـیص منـابع بـرای کـاهش خطـرات فـراهم می‌کند. با استفاده از نتایج تجزیه و تحلیـل ریسـک، مـی‌تـوان اقدامات پیشگیری، اصلاح و کنترل را به سمت مناطقی، منـابع یا موقعیت‌هایی کنترل کرد که در آن‌ها بیشترین میـزان کـاهش خطر با منابع موجود حاصل شود [۲۸]. برای تأمین امنیت سیستم تأمین آب آشامیدنی، تأمین کنندگان آب باید از یـک رویکـرد جامع ارزیابی ریسک و مدیریت ریسک استفاده کنند که شامل کلیه مراحـل تـأمین آب از حوضـه بـه مصـرف کننـده باشـد، رویکردهایی که در صنعت آب به عنوان برنامه‌های ایمنـی آب شناخته می‌شود [۲۹].

با توجه به اهمیت این موضوع، سـازمان بهداشـت جهـانی در سال ۱۹۸٤ اعلام کرد هیچ عامل کف کننده‌ای نباید در آب خام وجود داشته باشد و حـداکثر غلظـت سـوفاکتانت در آب آشـامیدنی را ۰/۲ mg/L اعـلام کـرد. موسسـه اسـتاندارد و تحقیقات صنعتی ایـران نیـز حـداکثر غلظـت سـورفاکتانت‌هـا درآب آشامیدنی را ۰/۲ mg/ L اعلام کرده است [۲٤]. هم‌چنـین سـازمان حفاظـت از محـیط زیسـت ایـران اسـتاندارد تخلیـه سورفاکتانت‌ها به آب‌های سطحی را۱/۵ mg/L و جهت تخلیه به چاه جـاذب و مصـارف کشـاورزی و آبیـاری را۰/۵ mg/L توصیه کرده است [۲۱] . طبق اطلاعات صنایع ملی ایران بیش از ۹۵٪ شوینده‌های مورد مصرف در ایران به فرم آنیونی و آلکیل بنزن سولفانات خطی است [۳۰]. سد اکباتان یکـی از مهـم‌تـرین سدهای ایران است که با هدف تـامین آب شـرب و مصـارف کشاورزی در استان همدان تاسیس شده اسـت. رودخانـه‌هـای ورودی به این سد به دلیل نزدیکی به جمعیت‌های روستایی و عشایری و کاربری‌های مختلف و هم‌چنین به دلیل عدم وجود سیسـتم تصـفیه فاضـلاب در ایـن منـاطق در معـرض تخلیـه فاضلاب‌های خانگی تصفیه نشـده قـرار دارنـد. بـا توجـه بـه اهمیت این سد از نظر اکولوژیکی، اقتصادی، بهداشتی و تامین آب شرب، مطالعه حاضر به بررسـی غلظـت LAS و ارزیـابی ریسک اکولوژیـک و سـلامت آن در سـد اکباتـان و سـریز آن (سد خاکی آبشینه) و رودخانه‌هـای ورودی بـه سـد پرداختـه است. امروزه در سراسر جهان مطالعـات ارزیـابی ریسـک بـه منظور بررسی سرنوشت، مواجهه و اثرات آلاینده‌ها بر انسان و محیط زیست مورد استفاده قرار می‌گیرد [۲۸].

## مواد و روش‌ها

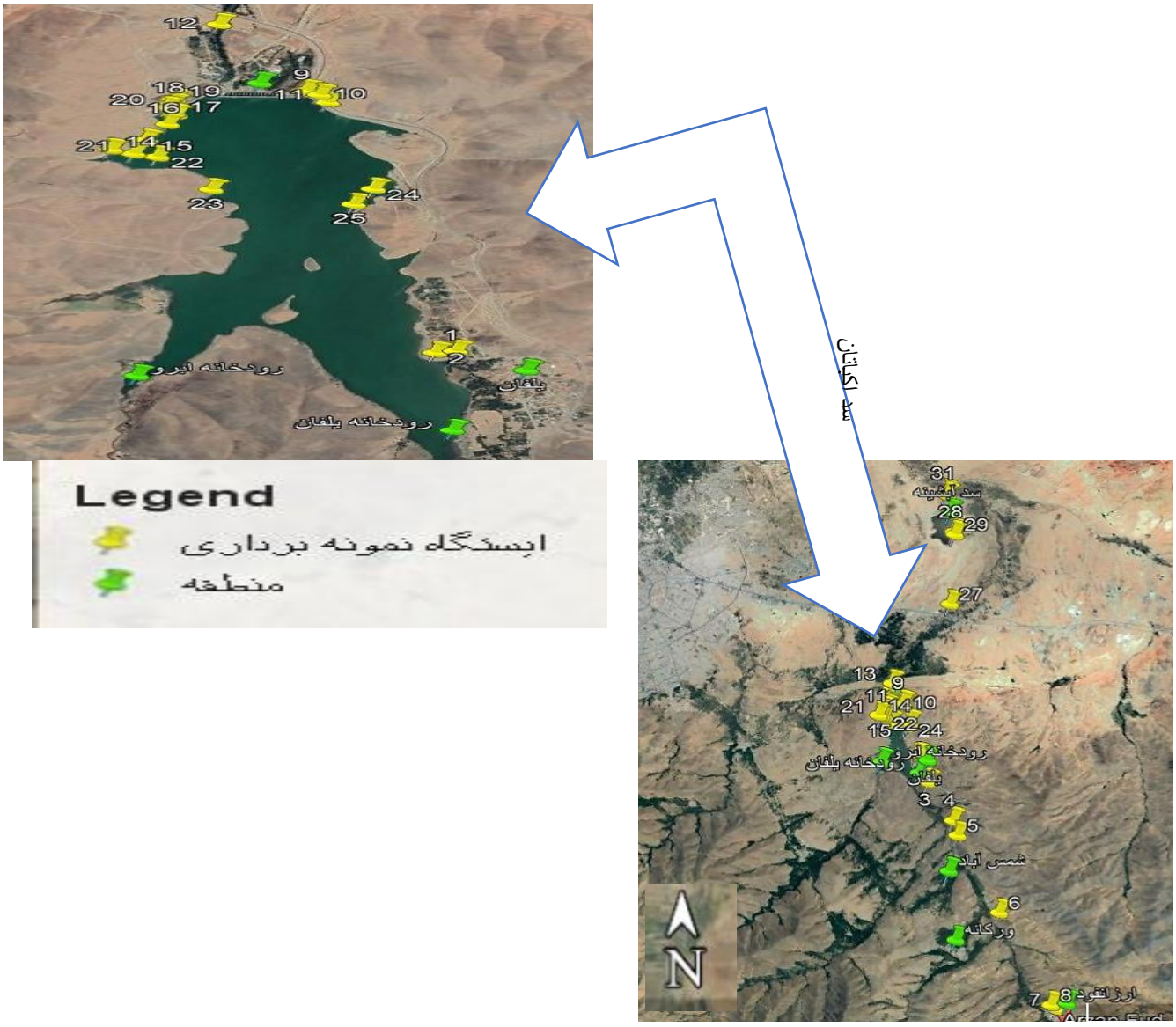
### منطقه مورد مطالعه

سـد اکباتـان در موقعیـت جغرافیـایی N ۲٤' ۴۵" ۳٤° و E ۱۰' ۳٦" ٤۸° و در ۱۰ کیلومتری جنوب شرقی همدان قرار دارد [٤]. این سـد بـه منظـور تـامین آب آشـامیدنی و مصـارف کشاورزی شهر همدان برروی رودخانه آبشینه (یلفان) پائین‌تـر از محل تلاقی رودخانه‌های یلفان و ابرو احداث شده است [۲]. به دلیل عدم وجود سیستم تصفیه فاضلاب در مسیر روستاها و مراکز تفریحی اطراف رودخانه‌های ورودی به سد، سد اکباتان در معرض ورود فاضلاب‌های تصفیه نشده قرار دارد.

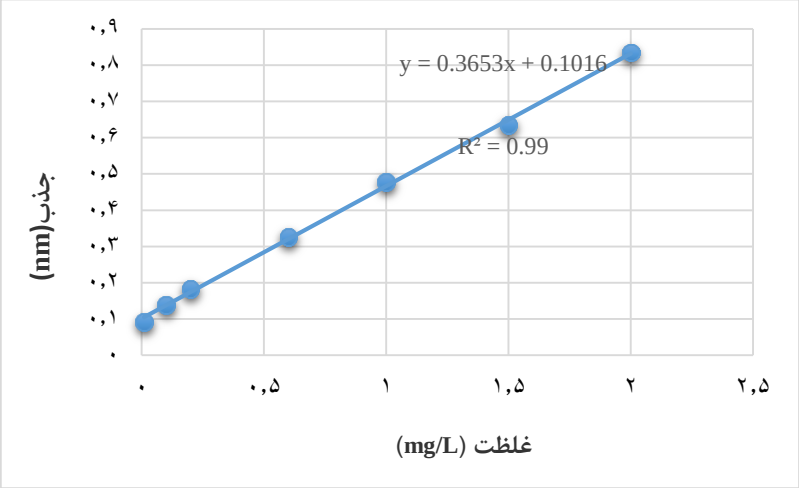
### نمونه‌برداری و آنالیز

نمونه‌برداری در فصـل بهـار ۱۳۹۸ (مـاه خـرداد و طـی ۲ روز) از مخزن سـد اکباتـان و رودخانـه‌هـای ورودی بـه آن و سرریز سد اکباتان (سد آبشینه) در۳۱ ایستگاه با در نظرگـرفتن فاصله، کاربری‌های اطراف، تعیین مراکز احتمالی ورود آلاینده و سـهولت دسترسـی، از سـتون آب (۱۰ cm-۰) انجـام شـد (شکل ۱). مبنای اصلی انتخـاب ایسـتگاه‌هـای نمونـه‌بـرداری حضور منبع آلاینده بوده که با رعایت فاصله مناسـب از نقـاط بدون آلودگی نیز جهت مقایسه نقش کاربری‌ها و فعالیت‌هـای انسانی نیز نمونه‌برداری شـده اسـت. جهـت نمونـه‌بـرداری از ظروف نمونه‌برداری از جنس پلی‌اتیلن و به حجـم ۱ لیتـر کـه قبل از نمونه‌برداری با آب مقطر نیز شستشو داده شـده بودنـد،

اســتفاده شــد. بــه منظــور انــدازه‌گیــری LAS، ۱ قطــره هیدروکلریک (HCL) اسید جهت جلوگیری از تجزیه احتمالی LAS در ماتریس آب، به نمونه‌ها اضـافه و پـس از قـرار دادن نمونه‌ها در یخدان سـریعاً بـه آزمایشـگاه انتقـال داده شـد [۳۱]. پارامترهــایی همچــون دمــای آب، اســیدیته (pH)، هــدایت الکتریکی (EC)، کل جامدات محلول (TDS)، اکسیژن محلول (DO) و پتانسیل ریداکس (ORP) با اسـتفاده از اکسـیژن متـر قلمی مدل EZDO 7031 و مـولتی متـر قلمـی مـدل EZDO 8200 در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد.




**شکل ۱:** نقشه ایستگاه‌های مطالعاتی و نقاط نمونه‌برداری




**شکل ۲:** منحنی کالیبراسیون آلکیل بنزن سولفانات خطی در غلظت‌های مختلف

## روش پژوهش و آنالیز شیمیایی نمونه‌ها

در این مطالعه از روش جدید، ساده و بهینه شده متیلن بلو جهت اندازه‌گیری میزان LAS استفاده شد. روش پیشنهادی تنها نیازمند ۵ میلی‌لیتر از نمونه و ٤ میلی‌لیتر حلال استخراج-کننده (کلروفرم) است [۳۲]. در ابتدا با محلول‌سازی در بازه ۰-۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر با استفاده از سدیم دودسیل بنزن سولفونات (Sodium dodecylbenzene sulfonate acid) منحنی کالیبراسیون رسم گردید (شکل ۲). سپس مقدار ۵ میلی‌لیتر از هر نمونه را به داخل لوله شیشه‌ای تزریق کرده و از طریق اضافه کردن ۲۰۰ میکرولیتر تترابورات سدیم (۵۰ میلی مول) محلول قلیایی و به pH=۱۰/۵ رسید. در ادامه ۱۰۰ میکرولیتر متیلن بلو اضافه شد و پس از اضافه کردن ٤ میلی-لیتر کلروفرم به مدت ۳۰ ثانیه به شدت تکان داده شد و ۵ دقیقه نمونه به حال خود رها شد. پس از تشکیل دو فاز، فاز آلی (قسمت پایینی لوله شیشه‌ای) جدا و درون لوله شیشه‌ای ۱۰ میلی‌لیتری ریخته شد و مقدار جذب با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر مرئی- فرابنفش UV-VIS-NIR سری UV-3600 Plus ساخت کمپانی ژاپنی SHIMADZU در طول موج ٦۵۰ نانومتر قرائت گردید. با استفاده از منحنی کالیبراسیون و طول موج جذب شده، غلظت LAS محاسبه شد [۳۲].

## ارزیابی ریسک LAS

### ارزیابی ریسک سلامت LAS

به منظور محاسبه ریسک سلامت LAS از روابط (۱) و (۲) استفاده شد [۳۳].

رابطه (۱) $RQ= MC/DWEL$

شاخص ریسک (RQ) (Risk Quotient) با تقسیم حداکثر غلظت اندازه‌گیری شده آلاینده (MC)( Maximum Measured Concentration) بر تراز معادل آب آشامیدنی وابسته به سال (سطحی از تماس که منجر به اثرات حاد نمی-گردد) (DWEL)( Drinking Water Equivalent Level) محاسبه می‌شود. DWEL برای ۱۲ طبقه سنی با استفاده از رابطه ۳ زیر تخمین زده می‌شود.

رابطه (۳)

$$DWEL=(ADI(or\ RSD) \times BW) /(DWI\times AB\times FOE)$$

که در آن ADI (µg/kg/day)، جذب قابل قبول روزانه (بر اساس مطالعات انجام گرفته میزان آن ٤/۵ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته شده است) یا RSD (Risk Specific Dose) مقدار

ویژه ریسک، به ترتیب برای اثرات غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی می‌باشد. BW (Body Weight)، میانگین وزن گروه‌های سنی خاص، DWI ( Daily Drinking Water Intake)، میزان مصرف روزانه آب آشامیدنی گروه‌های سنی خاص (L/day)، AB (Absorption Rate)، نرخ جذب دستگاه گوارش است که برای تمام ترکیبات مورد مطالعه ۱ فرض می‌شود و FOE (Frequency Of Exposure) با فراوانی روزهای مواجهه (۳۵۰/۳۶۵ روز) مرتبط است. مقدار RQ <۱ ریسک بالا، بین ۰/۲ و ۱ ریسک متوسط و RQ ≥ ۰/۲ ریسک کم را نشان می‌دهد.

### ارزیابی ریسک اکولوژیک LAS

ارزیابی ریسک اکولوژیک با محاسبه RQ برای آلاینده مورد نظر انجام می‌شود. RQ با تقسیم حداکثر غلظت ماده آلاینده (MC) بر غلظت‌های بدون اثر پیش بینی شده آلاینده (PNEC) بر اساس رابطه (۳) و (٤) محاسبه می‌شود [۳۳].

رابطه (۳) $RQ=MC/PNEC$

رابطه (٤) $PNEC=(EC_{50} \text{ or } LC_{50})/AF$

که در آن $EC_{50}$ (Effective Concentration) (غلظت موثر، کاهش یک فرآیند بیولوژیکی به میزان ۵۰ درصد) و $LC_{50}$ (Lethal Concentration) (غلظت کشنده، کشتن ۵۰ درصد از موجودات زنده) و AF فاکتور ارزیابی استاندارد که جهت مطالعات کوتاه مدت و در آب‌های شیرین ۱۰۰۰ در نظر گرفته می‌شود. بر اساس مطالعات سم‌شناسی که در ارتباط با LAS در محیط‌های آبی انجام شده است مقدار PNEC، ۰/۲۷ برآورد گردیده است که در این مطالعه نیز از این عدد جهت محاسبات استفاده می‌شود. متعاقبا ارزیابی ریسک در ارگانیسم‌های آبزی به سه گروه طبقه‌بندی می‌شود: کم‌خطر (RQ<۰/۱)، خطر متوسط (۰/۱< RQ< ۱) و خطر بالا ( RQ≥۱) [۳۳].

### محاسبات آماری

محاسبات آماری با استفاده از نرم افزار SPSS22 و Excel2016 انجام شد. جهت بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون کولوموگروف- اسمیرنف (Kolmogorov-Smirnov) استفاده شد. نتایج آزمون نرمالیته نشان داد داده‌ها نرمال نیستند، بنابراین از آزمون همبستگی اسپیرمن به منظور بررسی همبستگی بین LAS و فاکتورهای کیفی آب استفاده شد.

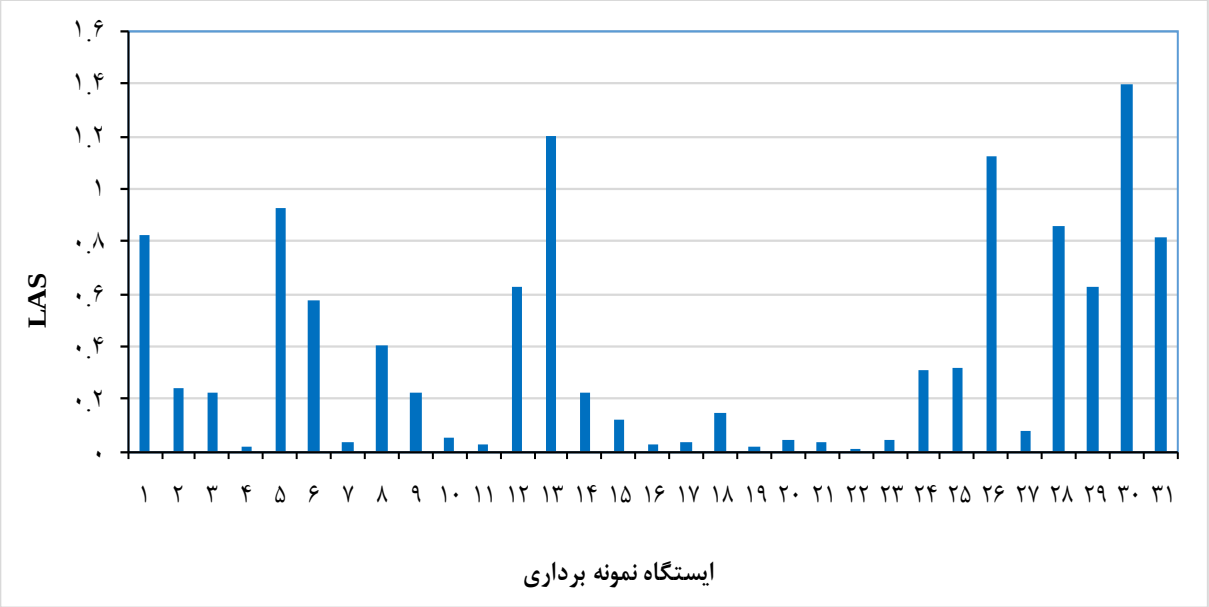
## یافته‌ها

جدول ۱ آمار توصیفی LAS اندازه‌گیری شده و فاکتورهای کیفیت آب شامل کمینه، بیشینه، میانگین، انحراف معیار و انحراف از میانگین را نشان می‌دهد. نمودار ۱ غلظت LAS اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد. نتایج، غلظت LAS اندازه‌گیری شده را در دامنه ۱/٤ mg/L- ۰/۰۱ نشان داد. نتایج آزمون همبستگی اسپیرمن بین LAS و فاکتورهای کیفی آب در جدول ۲ ارائه شده است.

**جدول ۱:** آمار توصیفی LAS و فاکتورهای کیفیت آب

| پارامتر | واحد | کمینه | بیشینه | میانگین | انحراف از میانگین | انحراف معیار |
|---|---|---|---|---|---|---|
| LAS | mg/L | ۰/۰۱ | ۱/٤ | ۰/۳۸ | ۰/۰۷ | ۰/٤۱ |
| Salinity | mg/L | ٤۷/۱ | ۳۰۱ | ۱۰۹/٦۸ | ۹/٦۰ | ۵۳/٤٤ |
| TDS | mg/L | ٦۲/۲ | ۳۹۷ | ۱٤٤/۷۰ | ۱۲/٦٤ | ۷۰/۳۸ |
| EC | µs/cm | ۹٤/۵ | ٦۰۳ | ۲۱۹/۸۲ | ۱۹/۲۵ | ۱۰۷/۲۰ |
| ORP | mv | -۱۰۷/۷ | -۲/۵ | -٦۵/٤۱ | ۵/٦٦ | ۳۱/۵۲ |
| pH | | ۷ | ۸/۸۲ | ۸/۱۷ | ۰/۱۰ | ۰/۵۵ |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| T | °C | ۱۲/۳ | ۲۷/۱ | ۱۹/۲۵ | ۰/۶۰ | ۳/۳۵ |
| DO | % | ۳۸/۸ | ۷۵/۲ | ۵۶/۰۳ | ۱/۹۱ | ۱۰/۶۱ |




**نمودار ۱:** غلظت LAS در ایستگاه‌های مورد مطالعه در نمونه آب سد اکباتان

جدول ۳ نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک LAS را نمونه‌های آب سد اکباتان نشان می‌دهد. نمودار ۲ نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک LAS و طبقه‌بندی ریسک را در ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد. در نمودار ۳ نتایج ارزیابی ریسک سلامت LAS بر اساس میانگین شاخص RQ در گروه‌های سنی مختلف ارائه شده است.

**جدول ۲:** نتایج آزمون همبستگی اسپیرمن بین LAS و فاکتورهای کیفیت آب

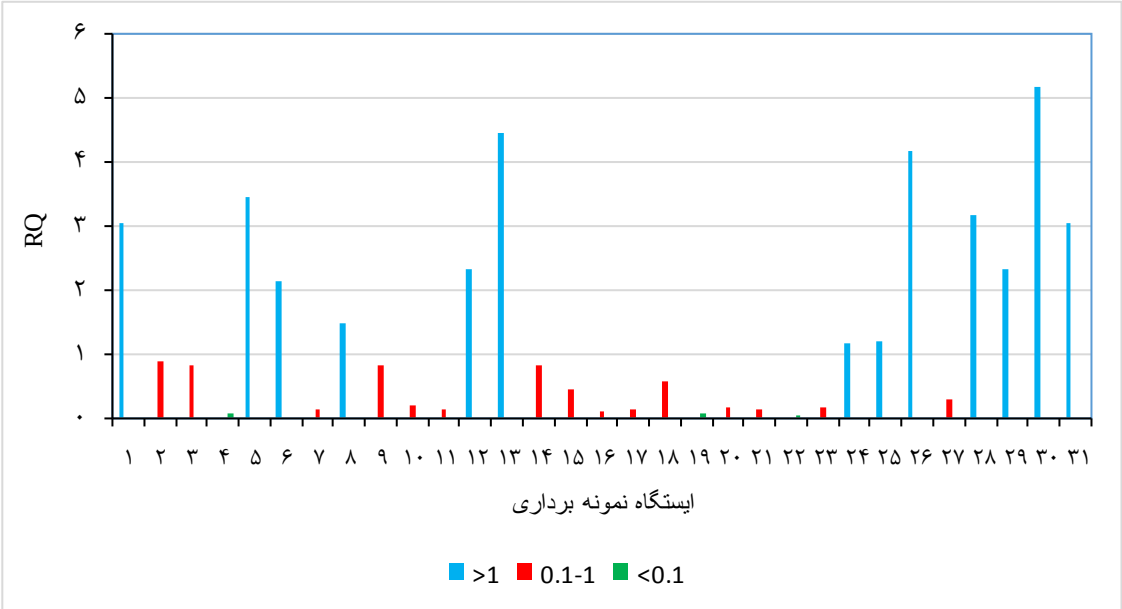
| | LAS | Salt | TDS | EC | ORP | PH | T | DO |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| LAS | ۱ | | | | | | | |
| Salt | ۰/۷۳۷** | ۱ | | | | | | |
| TDS | ۰/۷۳۳** | ۱/۰۰۰** | ۱ | | | | | |
| EC | ۰/۷۲۶** | ۰/۹۹۷** | ۰/۹۹۸** | ۱ | | | | |
| ORP | ۰/۲۳۲ | ۰/۳۲۹ | ۰/۳۳۱ | ۰/۳۲۷ | ۱ | | | |
| PH | -۰/۲۴۵ | -۰/۳۲ | -۰/۳۲۲ | -۰/۳۱۹ | -۰/۹۹۷** | ۱ | | |
| T | -۰/۰۳ | -۰/۰۹۴ | -۰/۰۹۵ | -۰/۱۰۹ | -۰/۵۳۹** | ۰/۵۴۳** | ۱ | |
| DO | -۰/۴۴۷* | -۰/۵۰۵** | -۰/۵۰۶** | -۰/۵۰۶** | -۰/۶۷۷** | ۰/۶۷۶** | ۰/۱۸۵ | ۱ |

**همبستگی در سطح ۰/۰۱ معنی‌دار است.

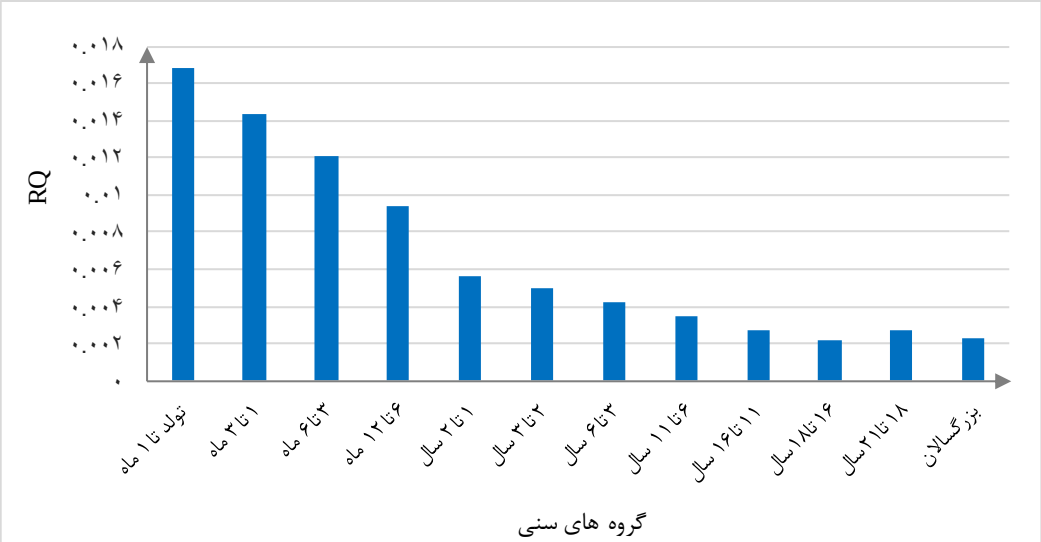
*همبستگی در سطح ۰/۰۵ معنی‌دار است.

**جدول ۳:** نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک LAS

| ایستگاه | MC | RQ | وضعیت ریسک | ایستگاه | MC | RQ | وضعیت ریسک |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ۱ | ۰/۸۳ | ۳/۰۶ | زیاد | ۱۷ | ۰/۰۴ | ۰/۱۴ | متوسط |
| ۲ | ۰/۲۴ | ۰/۹۰ | متوسط | ۱۸ | ۰/۱۵ | ۰/۵۶ | متوسط |
| ۳ | ۰/۲۲ | ۰/۸۱ | متوسط | ۱۹ | ۰/۰۲ | ۰/۰۸ | کم |
| ۴ | ۰/۰۲ | ۰/۰۸ | کم | ۲۰ | ۰/۰۴ | ۰/۱۵ | متوسط |
| ۵ | ۰/۹۳ | ۳/۴۴ | زیاد | ۲۱ | ۰/۰۴ | ۰/۱۴ | متوسط |
| ۶ | ۰/۵۸ | ۲/۱۵ | زیاد | ۲۲ | ۰/۰۱ | ۰/۰۴ | کم |
| ۷ | ۰/۰۳ | ۰/۱۱ | متوسط | ۲۳ | ۰/۰۴ | ۰/۱۵ | متوسط |
| ۸ | ۰/۴۰ | ۱/۴۸ | زیاد | ۲۴ | ۰/۳۱ | ۱/۱۵ | زیاد |
| ۹ | ۰/۲۲ | ۰/۸۱ | متوسط | ۲۵ | ۰/۳۲ | ۱/۱۹ | زیاد |
| ۱۰ | ۰/۰۵ | ۰/۲۰ | متوسط | ۲۶ | ۱/۱۳ | ۴/۱۷ | زیاد |
| ۱۱ | ۰/۰۳ | ۰/۱۱ | متوسط | ۲۷ | ۰/۰۸ | ۰/۲۸ | متوسط |
| ۱۲ | ۰/۶۳ | ۲/۳۳ | زیاد | ۲۸ | ۰/۸۶ | ۳/۱۹ | زیاد |
| ۱۳ | ۱/۲۱ | ۴/۴۶ | زیاد | ۲۹ | ۰/۶۳ | ۲/۳۳ | زیاد |
| ۱۴ | ۰/۲۲ | ۰/۸۱ | متوسط | ۳۰ | ۱/۴۰ | ۵/۱۹ | زیاد |
| ۱۵ | ۰/۱۲ | ۰/۴۴ | متوسط | ۳۱ | ۰/۸۲ | ۳/۰۴ | زیاد |
| ۱۶ | ۰/۰۳ | ۰/۱۰ | متوسط | | | | |



**نمودار ۲:** نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک و طبقه‌بندی خطر




**نمودار۳:** میانگین شاخص RQ جهت ارزیابی ریسک سلامت LAS در گروه‌های سنی مختلف

## بحث

از مجموع ۳۲ ایستگاه مورد مطالعه در ۳۱ ایستگاه LAS حضور داشت و تنها در یک ایستگاه LAS دیده نشد. این ایستگاه در مخزن سد اکباتان و دور از مراکز جمعیتی و هر نوع کاربری دیگر قرار دارد و به دلیل حجم زیاد مخزن و این که نمونه‌برداری از حاشیه آب صورت گرفته هنوز با آب‌های آلوده به LAS سایر نقاط مخلوط نشده و تحت تاثیر ورود آلاینده قرار نگرفته است. تاکنون مطالعه‌ای در خصوص حضور این آلاینده در سد اکباتان منتشر نشده و امکان مقایسه نتایج با داده‌های مطالعات قبلی در این مکان وجود ندارد. با این حال سایر مطالعات صورت گرفته در مناطق مختلف ایران نشان‌دهنده حضور این آلاینده در مناطق مورد مطالعه بوده است که در ادامه بحث به آن‌ها پرداخته شده است.

نتایج آزمون همبستگی اسپیرمن بین LAS و فاکتورهای کیفی آب نشان داد بین LAS با شوری، TDS و EC رابطه مثبت و معنی‌دار در سطح معنی‌داری ۰/۰۱ و بین LAS و DO رابطه منفی در سطح معنی داری ۰/۰۵ برقرار است. TDS کل مواد جامد محلول در آب را مشخص می‌کند و طبیعی است زمانی که فاضلاب حاوی فسفات مواد زائد فاضلاب انسانی (ادرار و مدفوع) و فسفات مواد شوینده (بین ۳۵ تا ۷۵٪) [۱۴] در بدنه آب‌ها تخلیه می‌شود مقدار مواد جامد محلول در آب افزایش یابد و به تبع آن EC که وابسته به مواد محلول در آب است نیز افزایش یابد. نقش گروه فسفات شوینده‌ها در افزایش مواد جامد محلول و افزایش روند یوتروف شدن منابع آبی به حدی مهم است که کشورهایی مانند کانادا ممنوعیت فروش مواد شوینده حاوی فسفات را در سال ۲۰۱۰ صادر کردند. تعداد زیادی از شهرهای ایالات متحده و شهرداری‌ها، فسفات را در مواد پاک‌کننده و کودها ممنوع کرده‌اند و در تلاش برای به حداقل رساندن آن در فاضلاب‌ها و پساب‌ها هستند [۳۴].

به طور مشابه نتایج مطالعه خیادانی و همکاران (۲۰۰۸) [۳۵] و حاجیان‌نژاد و همکاران (۲۰۱۲) [۲۱] نیز رابطه مثبت بین LAS و EC را نشان داده است. هم‌چنین نتایج این مطالعات رابطه مستقیم LAS را با اکسیژن خواهی ۵ روزه ($BOD_5$) نشان داده است که با افزایش غلظت LAS و افزایش

مصرف اکسیژن و در نهایت کاهش اکسیژن محلـول در آب در این مطالعه همخوانی دارد. در مطالعات عنـوان شـده، غلظـت LAS با عبور رودخانـه از منـاطق شـهری و آلـوده‌کننـده‌هـای نقطه‌ای افزایش یافته اسـت کـه بـا تـاثیر کـاربری‌هـا و مراکـز جمعیتی در افـزایش غلظـت LAS در ایـن مطالعـه همخـوانی دارد. نتایج مطالعـه ابراهیمـی و همکـاران (۲۰۱۰) نیـز رابطـه مثبت LAS با EC و رابطه منفی با DO را نشان داده اسـت [۲۴] که با نتایج این مطالعه همخوانی دارد با ایـن تفـاوت کـه ایـن مطالعه در برکه‌های تثبیت فاضلاب صورت گرفته است.

نتـایج آزمـون همبسـتگی بـین فاکتورهـای کیفـی آب بـا یکدیگر نشان داد بین شوری با TDS و EC، بین TDS بـا EC و بین PH با دما و اکسیژن محلول رابطه مثبت و معنـی‌دار در سطح ۰/۰۱ برقـرار اسـت و بـین شـوری، TDS، EC، ORP و PH با اکسیژن محلول و بین دما و PH با ORP رابطه منفی در سطح ۰/۰۱ برقرار است. هدایت الکتریکی در آب تحت تـأثیر وجود مواد جامد محلول و دمـا قـرار دارد و بـا هـر دو آن‌هـا رابطه مستقیم دارد. نشت سیستم‌های فاضلاب به داخـل منـابع آب سطحی به دلیل وجـود کلریـد، فسـفات و نیتـرات سـبب بالارفتن مواد جامد محلول و هدایت الکتریکی آب مـی‌شـود. تغییرات مهم در هدایت می‌تواند نشانگر ایـن باشـد کـه یـک تخلیه یـا منبـع آلـودگی دیگـری وارد جریـان شـده اسـت [۳۶، ۳۷] سطح اکسیژن محلول به صورت فصلی و طی یک دوره ۲٤ ساعته در نوسان است. سطح DO هم‌چنین با توجه بـه دمـای آب و ارتفاع آب متفـاوت اسـت. آب سـرد اکسـیژن بیشـتری نسبت به آب گرم دارد و آب اکسیژن کمتری را در ارتفاعـات بالاتر دارد. برخلاف دریاچه‌ها که در آن سطح DO به احتمـال زیاد در ستون آب به صورت عمودی تغییـر مـی‌کنـد، DO در رودخانه‌ها و جریان‌ها به صورت افقی بیشـتر در طـول مسـیر آبراه تغییر می‌کند. این امر به ویژه در جریان‌های کوچک‌تـر و کم‌عمق بیشتر صادق است [۳۶]. در این مطالعه به دلیل ایـن کـه مقدار DO در روزهای مختلف، هم در روز و هم در شب، بـا دماهـای متفـاوت و از رودخانـه‌هـای جـاری و سـاکن، از ارتفاعات مختلف و در مخزن سـد انـدازه‌گیـری شـده، دامنـه تغییرات DO حتی در ایستگاه‌های نزدیک به هم متفاوت بـوده است و جهت دست یافتن به الگویی مناسب بهتر است مقـدار DO در زمان و مکان مشخص و یکسان اندازه‌گیـری شـود [۳۸]. سطح pH نیز در طول روز و فصل در حال نوسان است، سطح pH رودخانه‌ها بـه طـور متوسـط از ۷ تـا ۷/۵ در بخـش‌هـای شیرین، به ۸ تا ۸/٦ در مناطق شورتر می‌رسد. اگـر سـطح pH به پایین‌تر از ۵ و بالاتر از ۹ برود، بسـیاری از گونـه‌هـا بـرای زنده ماندن با مشکل مواجه می‌شوند. تغییرات کوچـک در pH آب می‌تواند بر حلالیت برخی فلزات مانند آهن و مـس تـأثیر بگذارد [۳۹]. این امر می‌تواند بر بسیاری از گونه‌های آبزی تأثیر بگذارد. یافته‌های این پژوهش نگرانی خاصی را در خصـوص PH آب نشان نمی‌دهد. انـدازه‌گیـری‌هـای ORP در مطالعـات آزمایشگاهی مختلف و تصفیه‌خانه‌هـای فاضـلاب در مقیـاس بزرگ برای نظارت بـر فرآینـدهای ضـد عفـونی و کلرزدایـی استفاده شده است. با استفاده از نظارت ORP، در تصفیه‌خانه-ها به میزان قابـل تـوجهی در مصـرف منـابع شـیمیایی صـرفه جویی می‌شود (کلر ٤۷٪ کاهش هزینه). مطالعـات نشـان داده است. با افزایش PH، ORP کاهش می‌یابد که با یافته‌های ایـن پژوهش هم‌خوانی دارد [۴۰].

نتایج، غلظت LAS انـدازه‌گیـری شـده را در دامنـه mg/L ۱/٤- ۰/۰۱ نشان داد. مطابق نتایج به دسـت آمـده بـیش‌تـرین غلظـت‌هـای LAS در ایسـتگاه‌هـای ۱، ۵، ٦، ۱۲، ۱۳، ۲٦، ۲۸،۲۹، ۳۰ و ۳۱ به ثبـت رسـیده اسـت (نمـودار۱). ایسـتگاه شماره ۱ در نزدیک‌ترین روستا به سد اکباتان (روستای یلفـان) که کاملا در مجاورت رودخانه یلفان قرار گرفته و در بالادست سد قرار دارد، به ثبت رسـیده اسـت. روسـتای یلفـان یکـی از نقاط مهم گردشگری در استان همدان است که به دلیل طبیعت زیبا و نزدیکی به دریاچه سد در تمامی فصول سال گردشگران بسیاری را به سوی خود جلب می‌کند، که ایـن امـر مـی‌توانـد

یکی از دلایل بیشتر بودن غلظت LAS در این ایستگاه باشد. از دلایل دیگر: نزدیکی رودخانه به جمعیت روستایی و عبور از روستاها و کاربری‌های مختلف از جمله کاربری باغ، کشاورزی، مسکونی، رستوران و ویلا و ورود فاضلاب‌های خانگی روستاها و پساب کاربری‌های اطراف به داخل رودخانه است. برخی از روستاهای بالادست سد دارای شبکه جمع‌آوری فاضلاب هستند اما به دلیل پستی و بلندی زمین و سنگی بودن بستر، فاضلاب همه منازل به شبکه جمع‌آوری فاضلاب وصل نیست. از طرف دیگر فقط جمع‌آوری فاضلاب صورت می‌گیرد و تصفیه فاضلاب انجام نمی‌گیرد و در نهایت فاضلاب جمع‌آوری شده با تصفیه ناکافی در فصول خشک به مصارف کشاورزی می‌رسد و در فصول پرباران وارد رودخانه و سد می‌شود. همچنین در این نقطه از سد آب حالت سکون دارد و امکان هوادهی و تجزیه زیستی LAS نسبت به ایستگاه‌هایی که در طول رودخانه قرار دارند و مدام در حال حرکت و هوادهی هستند، کمتر است. ایستگاه ۵ در خروجی رودخانه ورکانه به سمت سد برداشته شده و بین روستای ورکانه و شمس آباد قرار دارد. ایستگاه ٦ نیز از پایین دست روستای ورکانه و از نزدیک روستا برداشته شده است. تمامی دلایل موثر در غلظت LAS در روستای یلفان برای این ایستگاه‌ها هم صادق است. تاثیر مراکز جمعیتی و کاربری‌های مختلف بر غلظت LAS با مقایسه غلظت LAS در روستای ارزانفود (ایستگاه‌های ۷ و ۸) با سایر ایستگاه‌هایی که از مراکز جمعیتی و کاربری‌های بیشتری برخوردار بودند نمایان می‌شود. روستای ارزانفود در دامنه‌های کوه‌های الوند قرار گرفته و تاثیر مراکز جمعیتی و کاربری‌ها در قبل از ورود رودخانه به این روستا کمتر است. هم‌چنین در روستای ارزانفود به دلیل پیچ و خم داشتن رودخانه، وجود شیب و موانع در مسیر حرکت رودخانه، حرکت و تلاطم آب بسیار زیاد است که امکان هوادهی بیشتر و متعاقب آن بازده خودپالایی بیشتر رودخانه را فراهم می‌آورد.

ایستگاه‌های ۱۲ و ۱۳ سر ریز سد اکباتان به سمت سد خاکی آبشینه است. این ایستگاه‌ها درست بعد از خروج آب از تصفیه‌خانه سد اکباتان برداشت شده است. علت غلظت بالای LAS در این ایستگاه‌ها این است که آبی که از دو رودخانه ابرو و یلفان و از کاربری‌ها متعدد در طول مسیر این دو رودخانه می‌گذرد همگی وارد مخزن سد می‌شود و این آب نماینده آبی است که از قسمت‌های مختلف عبور کرده و وارد سد شده است اما به دلیل حجم زیاد آب مخزن سد و امکان رقیق سازی آلاینده و حتی رسوب یا تجزیه زیستی آن، احتمال غلظت زیاد LAS تنها به این دلیل نیست و عامل مهم تاثیرگذار دیگر وجود زندگی عشایری در کنار تصفیه‌خانه سد اکباتان و در طول رودخانه آبشینه و تجمع گردشگران در ایام تعطیل است. ایستگاه ١٤ تا ۲۵ و ۹ تا ۱۱ از مخزن سد اکباتان برداشت شده است. در این ایستگاه‌ها به دلیل حجم زیاد آب مخزن و عدم وجود منابع آلاینده نقطه‌ای و فاصله با مراکز جمعیتی، مقدار LAS شناسایی شده نسبت به ایستگاه‌های در طول رودخانه و مجاور با مراکز جمعیتی کمتر است. ایستگاه ٢٦ در طول مسیر عبور رودخانه آبشینه به سمت سد خاکی آبشینه و در ابتدای جاده سد اکباتان که دارای کاربری کارواش، قالیشویی و مکانیکی است برداشت شده است. آب این قسمت از رودخانه آبشینه برای مصارف کشاورزی از مسیر رودخانه اصلی جدا شده و به مصرف کشاورزی می‌رسد. غلظت LAS در این ایستگاه نسبت به ایستگاه ۱۳ که هر دو از سریز سد اکباتان منشا می‌گیرد، کمی کمتر است. با توجه به این که سطح DO در مناطق تنگابگاه (بخش کم ژرفای رودخانه که آب روی آن مواج یا افتان و خیزان می شود)، آبشارها یا سرریزهای سد معمولاً بالاتر از سطح استخرها (آب انبار یا آبگیر) و جریان‌های کندتر است [۳۸] و با توجه به تجزیه زیستی LAS در شرایط هوازی [۱۰]، می‌توان نتیجه گرفت که در طی مسیر رودخانه به سمت سد خاکی آبشینه به علت تلاطم و هوادهی بیشتر و یا حتی رسوب

آلاینده، تا حدودی فرصت برای کاهش و یا تجزیه زیستی LAS و خودپالایی رودخانه وجود داشته است. در مطالعات نیز میزان حذف LAS در تصفیه‌خانه فاضلاب با روش لجن فعال با هوادهی گسترده بیشتر از فرایند تجزیه بیولوژیک بوده است که نشان از اهمیت هوادهی در تجزیه LAS دارد [۲۵]. ایستگاه ۲۸ و ۲۹ از ورودی رودخانه آبشینه به تالاب یا سد خاکی آبشینه برداشت شده است. در این قسمت آب تقریبا حالت ساکن داشته و جریان رودخانه بسیار آرام است و تلاطم ندارد. ایستگاه ۳۰ و ۳۱ نیز از خروجی آب تالاب آبشینه برداشت شده است. به دلیل حصارکشی دور تالاب امکان نمونه‌برداری از داخل تالاب وجود نداشت بنابراین تنها از ورودی و خروجی این تالاب نمونه‌برداری شد. نتایج نشان داد که ایستگاه ۳۰ بالاترین مقدار LAS را دارا بوده است. از جمله دلایل بالا بودن مقدار LAS در ایستگاه‌های تالاب آبشینه شامل: تغذیه این تالاب از مخزن سد اکباتان و امکان ورود و تجمع آلاینده‌ها از نقاط مختلف در مخزن سد، عبور رودخانه آبشینه از روستاهای مختلف نظیر مهرباد، سرخ‌آباد، آبشینه و سنگستان که هیچ کدام مجهز به سیستم جمع آوری فاضلاب نیستند، سکونت عشایر درطول مسیر رودخانه آبشینه و خود تالاب و شستشوی ماشین و فرش در رودخانه آبشینه توسط مردم محلی که در مشاهدات میدانی نیز عینا دیده است، می‌باشد. وجود نقاط متعدد آلاینده در طول مسیر رودخانه آبشینه و کاهش شیب و هم‌چنین کاهش حجم آب رودخانه و به تبع آن کاهش هوادهی رودخانه، سبب کاهش روند خودپالایی رودخانه در انتهای مسیر رودخانه آبشینه در مقابل غلظت زیاد LAS شده است.

نتایج، کمترین مقدار LAS را در ایستگاه ۲۲ در مخزن سد اکباتان نشان داد. این نقطه از سد به دور از هرگونه مراکز جمعیتی و کاربری‌های دیگر است. لازم به ذکر است که نمونه‌برداری در شرایطی انجام شد که در ماه فروردین یعنی حدودا دو ماه قبل از نمونه‌برداری طی سیلاب‌هایی که به استان همدان آمد و بسیاری دیگر از شهرهای ایران را درگیر کرد، مخزن تمامی سدهای استان پر شد و سرریز کرد. این سیلاب‌ها صدمات بسیاری به شبکه فاضلاب و کانال‌های آب وارد آورد. این سیلاب‌ها نیز می‌توانند از طریق مخلوط شدن با فاضلاب و حمل پساب و فاضلاب آلوده از نقاط مختلف شهری و روستایی و انتقال آن‌ها به منابع آب سطحی و زیرزمینی، نقش به سزایی در افزایش غلظت LAS بلافاصله پس از سیلاب داشته باشند اما در شرایط نمونه برداری برای این مطالعه با گذشت ۲ ماه از زمان سیلاب و تجزیه زیستی بخش زیادی از ترکیبات LAS در طی این مدت و یا رسوب آن‌ها همراه با ذرات معلق ناشی از سیلاب و همچنین به دلیل افزایش حجم آب و رقیق شدن منابع آبی، امکان دارد غلظت کمتری از LAS نسبت به شرایط کم آبی منابع آبی مختلف مشاهده شده باشد. Masood و همکاران (۲۰۱۵) نیز در مطالعات خود نشان دادند غلظت LABs در رودخانه Selangor در شبه جزیره مالزی در فصول بارانی بیشتر از فصول خشک است که محققان علت آن را بارندگی زیاد و ورود مستقیم و غیرمستقیم رواناب شهری از مناطق اطراف به داخل رودخانه‌ها اعلام کرده‌اند [۴۱].

نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک، در ۱۳ ایستگاه ریسک زیاد، در ۱۵ ایستگاه ریسک متوسط و در۳ ایستگاه ریسک کم را نشان داد (جدول ۳). از آنجایی که برخی از محصولات مراقبت شخصی و دارویی در غلظت‌های پایین فعال هستند و پتانسیل تجمع در ارگانیسم‌های آبزی را دارند، وقوع این آلاینده‌ها در آب آشامیدنی و آبیاری ممکن است نگرانی‌هایی برای سلامت انسان و سایر موجودات و چالش مدیریت آب در بسیاری از مناطق را به وجود آورد. به طور معمول کشورهای در حال توسعه با اقتصادهای در حال گذار، رشد جمعیت شهری و زیرساخت‌های کنترل آلودگی ناکافی در معرض آلاینده‌های متعدد قرار دارند [۳۳]. به طور مشابه در مطالعات Sakai و همکارانش (۲۰۱۷) نتایج ارزیابی ریسک

اکولوژیک LAS نشان داد، غلظت LAS در ٦ زیرحوضه بالاتر از سطح ریسک اکولوژیک قرار دارد که ۳ زیرحوضه در وضعیت نگران‌کننده و ۳ زیرحوضه به عنوان مناطق حساس و مستعد خطر شناخته شدند [۱۲]. در مطالعه Uc-Peraza و Delgado-Blas (۲۰۱۵) نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک در یک گونه کرم چندتار دریایی (Capitella sp. C) با استفاده از سه شوینده حاوی LAS، آن‌ها را با ریسک زیاد نشان داد [۴۲]. نتایج ارزیابی ریسک سلامت LAS نشان داد مقدار شاخص RQ در تمامی گروه‌های سنی کمتر از ۰/۲ است که نشانگر عدم وجود ریسک در گروه‌های مختلف سنی است (نمودار ۳). مقایسه میانگین RQ درگروه‌های سنی مختلف نشان داد گروه‌های سنی کمتر به خصوص نوزادان ۱ تا ٦ ماه نسبت به بزرگسالان در معرض خطر بیشتری قرار دارند و حساسیت آن‌ها نسبت به آلاینده‌ها بیشتر است که با نتایج مطالعات هوشیاری و همکاران (۱۳۹۸) [۴۳] و De Jesue Gaffney و همکاران (۲۰۱۵) [۴۴] مطابقت دارد. احتمالاً دلیل این امر این است که در نوزادان ۱ تا ۱۲ ماه به دلیل رشد سریع و افزایش وزن، افزایش درصد چربی بدن، افزایش نفوذپذیری پوست، نقص در فعالیت آنزیم کبدی، عملکرد سیستم ایمنی نابالغ، نیاز اکسیژن زیاد (منجر به میزان استنشاق بیشتر) و عملکرد کلیوی پایین‌تر، سطح آسیب‌پذیری و حساسیت بیشتر است [۴۵]. اگرچه نتایج ارزیابی ریسک سلامت، عدم وجود ریسک در گروه‌های سنی مختلف را نشان داده است، اما با توجه به این که نمونه‌برداری بعد از یک سیلاب بزرگ و افزایش حجم آب در رودخانه‌ها و مخزن سد صورت گرفته است، امکان دارد که اگر این پژوهش در فصول دیگر و در شرایط کم آبی و یا تبخیر آب صورت گیرد، شاهد ریسک سلامت LAS در این منطقه باشیم و از آن جایی که آب‌های ورودی به این سد برای شرب و کشاورزی استفاده می‌شود ممکن است مخاطراتی در پی داشته باشد. از طرف دیگر، شوینده‌های تجاری متشکل از طیف وسیعی از ترکیبات مختلف هستند که به هنگام رهاسازی به منابع آبی ممکن است در ترکیب و واکنش با سایر آلاینده‌ها اثرات آنتاگونیسمی و یا سینرژیسمی داشته باشند و این امر بر مقدار سمیت آن‌ها بر روی محیط، موجودات آبزی و انسان‌ها تاثیر بگذارد [۴۲].

نتایج مقایسه غلظت LAS با استاندارد تخلیه سورفاکتانت‌ها به داخل آب‌های سطحی و مصارف کشاورزی و آبیاری در ایران نشان داد غلظت LAS از نظر تخلیه به داخل آب‌های سطحی زیر حد مجاز (۱/۵ mg/L) است که البته در ایستگاه‌های ۱۳، ۲٦ و ۳۰ نزدیک به حد مجاز است ولی از نظر استفاده برای مصارف کشاورزی و آبیاری مقدار LAS در ایستگاه‌های۱۲، ۱۳، ۲٦، ۲۸، ۲۹، ۳۰ و ۳۱ بالاتر از حد مجاز (۰/۵ mg/L) است. با توجه به این که در ۳ ماه تابستان برداشتی از آب رودخانه‌ها توسط تصفیه‌خانه‌ها صورت نمی‌گیرد و آب اکثر رودخانه‌ها به فعالیت‌های کشاورزی و آبیاری باغات اختصاص می‌یابد، لازم است به منظور حفظ سلامت انسان و تولید محصول سالم و با کیفیت اقدامات لازم توسط مسئولین جهت حفاظت منابع آب سطحی و به حداقل رساندن ورود آلاینده‌ها به منابع آبی صورت گیرد. نتایج مطالعات ابراهیمی و همکاران (۲۰۱۰) نیز نشان داده است پساب خروجی از برکه‌های تثبیت فاضلاب شهر یزد، از نظر تخلیه به منابع آب سطحی و مصارف کشاورزی و آبیاری بالاتر از حد مجاز است. در مطالعه پیرصاحب و همکاران (۲۰۱۳) نیز میانگین سالیانه غلظت LAS از حد مجاز تخلیه به منابع آب سطحی کمتر بوده اما از نظر مصارف کشاورزی و آبیاری غلظت LAS در ۳ ماه زمستان بالاتر از حد مجاز بوده است [۲۵]. مطالعات بسیاری در داخل و خارج از کشور به بررسی غلظت سورفاکتانت‌ها به ویژه LAS پرداخته‌اند و اکثر آن‌ها ورودی مهمی از فاضلاب را در مناطق آلوده به LAS به اثبات رسانده‌اند که با نتایج این مطالعه همخوانی دارد[۱۲، ۲۳، ۳۰]. در تازه‌ترین مطالعات در داخل کشور، نتایج مطالعات هوشیاری و همکاران (۲۰۱۹) در آب سد درودزن فارس،

بیشترین و کمترین غلظت LAS را به ترتیب ۰/۰۳ mg/L و ۰/۰۰۵ نشان داد. نتایج ارزیابی ریسک سلامت LAS در این مطالعه نشان داد هیچ گونه خطری برای سلامت انسان وجود ندارد که با نتایج مطالعه ما همخوانی دارد. نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک نشان داد به جز یک ایستگاه که دارای ریسک متوسط است درسایر ایستگاه‌ها ریسک اکولوژیک کم است. پژوهشگران علت آن را تراکم پایین جمعیت توریستی و گردشگری و منابع آلوده‌کننده محدود اعلام کرده‌اند [۴۳]. مطالعات Riyahi Bakhtiari و همکاران (۲۰۱۸) در رسوبات سطحی تالاب بین المللی انزلی نیز ورود فاضلاب خام یا فاضلاب با تصفیه کم به داخل تالاب را نشان داده است [۲۳] که با نتایج مطالعه ما مبنی بر ورود فاضلاب‌های خانگی به منابع آبی و هم‌چنین به تالاب آبشینه مطابقت دارد. نتایج مطالعات Balcıoğlu (۲۰۱۹) نیز به طور مشابه تاثیر جمعیت و گردشگری در افزایش غلظت LAS را نشان داده است [۸]. Komasi و Shargi (۲۰۱۷) در ارزیابی کیفی آب‌های سطحی و اولویت‌بندی عوامل مؤثر در آلودگی این آب‌ها با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی فازی Topsis، ٦ عامل را به عنوان عوامل اصلی آلاینده آب‌های سطحی معرفی کردند که دترجنت‌ها پس از آلاینده‌های صنعتی در ردیف دوم از نظر میزان آلایندگی قرار گرفتند [۱۸]. این مطالعه اهمیت مطالعه و توجه به حضور این آلاینده را در منابع آبی نشان می‌دهد. مطالعات Nicaise و همکاران (۲۰۱۸) در دریاچه Mkokoa نیز نشان داده است دریاچه Mkokoa در معرض سطح بالای آلودگی توسط سورفاکتانت‌های آنیونی قرار دارد که این آلاینده‌ها با فعالیت‌های شدید انسانی در اطراف دریاچه مرتبط هستند.

## نتیجه‌گیری

نتایج، غلظت LAS اندازه‌گیری شده را در دامنه mg/L ۱/٤– ۰/۰۱ نشان داد. به طور کلی با قرار دادن میانگین LAS در فرمول RQ، ریسک اکولوژیک ۱/٤ خواهد بود که این مقدار ریسک اکولوژیک زیاد را نشان می‌دهد و نیازمند توجه و پیگیری ویژه مسئولان است. نتایج ارزیابی ریسک سلامت، عدم وجود ریسک در گروه‌های سنی مختلف را نشان داد. با توجه به این که تخلیه و انتشار آلاینده‌های فاضلاب، در نتیجه فعالیت‌های انسانی مانند توسعه صنعتی، شهرنشینی، گردشگری و غیره ناشی می‌شود [۲۳]، کنترل آلاینده‌های آبی به عنوان نیازی فوری برای مدیریت پایدار و حفاظت از منابع آبی و آبزیان تلقی می‌شود. هم‌چنین با توجه به این که کیفیت آب مخازن سد تحت تاثیر عوامل بسیاری قرار دارد که در ابتدای مقاله نیز به آن اشاره شد و با آگاهی از اهمیت استژاتژیک این سد در تامین منابع آب استان همدان، اقداماتی نظیر مجهز کردن روستاهای اطراف سد و رودخانه‌ها به شبکه جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب، پایش منظم آلاینده LAS و نیز در ترکیب با سایر آلاینده‌ها، بررسی اثرات عوامل اقلیمی، توپولوژی اکوسیستم و فعالیت‌های انسانی در غلظت آلاینده‌ها و یافتن راه‌حل‌های اثربخش در رفع آن‌ها، فرهنگ‌سازی در خصوص اهمیت منابع آبی و لزوم حفاظت آن‌ها در راستای حفظ سلامت اکوسیستم و انسان، بررسی‌های علمی جهت استفاده از سورفاکتانت‌های طبیعی در ساختار شوینده‌ها و یا سورفاکتانت‌هایی با درجه آلایندگی کمتر و تجزیه‌پذیری بالاتر و هم‌چنین نمونه‌برداری از رسوبات سطحی جهت پایش دقیق‌تر آلاینده LAS پیشنهاد می‌گردد. همچنین یکی از عوامل موثر بر غلظت LAS، دبی رودخانه است که متاسفانه در این مطالعه اندازه‌گیری نشده است و پیشنهاد می‌گردد در سایر مطالعات مورد توجه و مطالعه قرار گیرد.

## تشکر و سپاسگزاری

این مطالعه حاصل بخشی از پایان‌نامه کارشناسی ارشد دانشگاه ملایر است. بدین وسیله نویسندگان مراتب سپاس و قدردانی خود را از دانشگاه ملایر اعلام می‌دارند.

## Reference


1. Siziba N. Effects of damming on the ecological condition of urban wastewater polluted rivers. Ecol Eng 2017;102: 234-9.
2. Samarghandi M, Weysi K, Mehrizie A, et al. Evaluation of Water Quality in Hamadan Akbatan Reservoir by NSFWQI Index. J North Khorasan Univ Med Sci 2013;5(1): 63-9 [In Persian].
3. Nazaripouya H, Kardavany P, Farajy Rad AR. Assessing climate change impacts on hydro-climatic parameters in the dam basin of Ekbatan, Hamedan. Ecohidrology 2016;3(2): 181-94.
4. Taheri A, Serajian MR, Ghashghaie M, Weysi K. Estimation of Chlorophyll-a Concentration Using Remote Sensing Images. Irani J Soil Water Res 2018;49(1): 39-50 [In Persian].
5. Bergé A, Wiest L, Baudot R, et al. Occurrence of multi-class surfactants in urban wastewater: contribution of a healthcare facility to the pollution transported into the sewerage system. Environ Sci and Pollut Res 2018;25(10): 9219-29.
6. Jones-Costa M, Franco-Belussi L, Vidal FAP, et al. Cardiac biomarkers as sensitive tools to evaluate the impact of xenobiotics on amphibians: the effects of anionic surfactant linear alkylbenzene sulfonate (LAS). Ecotoxicol Environ Saf 2018;151: 184-90.
7. Zhou J, Wu Z, Yu D, et al. Toxicity of linear alkylbenzene sulfonate to aquatic plant Potamogeton perfoliatus L. Environ Sci and Pollut Res 2018;25(32): 32303-11.
8. Balcıoğlu EB. Seasonal changes of LAS, phosphate, and chlorophyll-a concentrations in coastal surface water of the Prince Islands, Marmara Sea. Mar Pollut Bull 2019;138: 230-4.
9. Thomas R, Gough R, Freeman C. Linear alkylbenzene sulfonate (LAS) removal in constructed wetlands: The role of plants in the treatment of a typical pharmaceutical and personal care product. Ecol Eng 2017;106: 415-22.
10. Gong T, Zhang X, Li Y, Xian Q. Formation and toxicity of halogenated disinfection byproducts resulting from linear alkylbenzene sulfonates. Chemosphere 2016;149: 70-5.
11. Oyoroko E, Ogamba E. Effects of detergent containing linear alkyl benzene sulphonate on behavioural response of Heterobranchus bidorsalis, Clarias gariepinus and Heteroclarias. Biotec Res 2017;3(3): 59-64.
12. Sakai N, Shirasaka J, Matsui Y, et al. Occurrence, fate and environmental risk of linear alkylbenzene sulfonate in the Langat and Selangor River basins, Malaysia. Chemosphere 2017;172: 234-41.
13. Jensen J. Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) in the terrestrial environment. Sci Total Environ 1999;226(2-3): 93-111.
14. Akkan T. An assessment of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) pollution in Harsit Stream, Giresun, Turkey. Fresenius Environ Bull 2017;26(5): 3217-21.
15. Ríos F, Fernández-Arteaga A, Lechuga M, Fernández-Serrano M. Ecotoxicological Characterization of Surfactants and Mixtures of Them. Toxicity and Biodegradation Testing: Method Pharmacol and Toxicol; 2018. p. 311-30.
16. Mungray AK, Kumar P. Fate of linear alkylbenzene sulfonates in the environment: a review. Int Biodeterior Biodegrad 2009;63(8): 981-7.
17. Pérez-López M, Arreola-Ortiz A, Zamora PM. Evaluation of detergent removal in artificial wetlands (biofilters). Ecol Eng 2018;122: 135-42.
18. Komasi M, Sharghi S. Surface Water Quality Assessment and Prioritize the Factors Pollute This Water Using Topsis Fuzzy Hierarchical Analysis. J Environ Health Eng 2017;4(2): 174-84 [In Persian].
19. Piri M, Fallahi M. The impact of detergents on the mortality of Daphnia magna. Irani Sci Fish J 1998;6(4): 1-10 [In Persian].
20. Gholami M, Fatemi S, Falahi M, et al. Influence Individual And Mixed Heavy Metals (Zn, Pd) And Detergent (Las) On The Mortality White Fish 1g (Rutilus Frisii Kutum) Of Caspian Sea. J Animal Environ 2007;4(4): 43-4 [In Persian].
21. Hajian Nejad M, Godarzi B, Taheri E, Vahid Dastjerdi M. Investigation of linear alkyl benzene sulphonate (LAS) concentration in Zayanderood River and Wells in skirt of Zayanderood in 2007. J Health Syst Res 2012;7(6): 1-9 [In Persian].
22. Soleimani Roudi A, Nasrollahzade Saravi H, Afraei MA, Younesipour H. Spatial and Temporal Concentration of Anionic Surfactant of Water in the Southern Caspian Sea. J Oceanogr 2015;6(22): 107-14 [In Persian].
23. Riyahhi Bakhtiari AR, Javedankherad I, Mohammadi J, Taghizadeh R. Distribution of linear alkylbenzenes as a domestic sewage molecular marker in surface sediments of International Anzali Wetland in the southwest of the Caspian Sea, Iran. Environ Sci Pollut Res 2018;25(21): 20920-9.
24. Ebrahimi A, Ehrampoosh M, Samaie M, et al. Removal efficiency of linear alkyl benzene sulfonate (las) in Yazd stabilization pond. J Water and Wastewater 2010;21(4):

38-43[In Persian].

25. Pirsaheb M, Khamutian R, Dargahi A. Efficiency of Activated Sludge Process (Extended Aeration) in Removal of Linear Alkyl Benzene Sulfonate (LAS) from Municipal Wastewater-Case Study: Wastewater Treatment of Paveh City. J Health 2013;4(3): 249-59 [In Persian].
26. Mahvi A, Alavi Nakhjavan N, Naddafi K. A survey on detergent removal in Qods township wastewater treatment plant based on activated sludge method. Quarter Horizon Med Sci 2004;10(2): 36-41[In Persian].
27. Bradai M, Han J, El Omri A, et al. Cytotoxic effect of linear alkylbenzene sulfonate on human intestinal Caco-2 cells: associated biomarkers for risk assessment. Environ Sci and Pollut Res 2014;21(18): 10840-51.
28. Gerba C. Risk Assessment. Environmental and Pollution Science. 2 ed. Academic press, London: Elsevier; 2011. p. 212-32.
29. Suter II GW. Ecological risk assessment: CRC press; 2016. 65pp
30. Babaei H, Khodaparast S. Determination of linear alkyl benzene sulfonate ( LAS ) detergent pollution concentration in water of Sefidrood river in Guilan province. J Aquat Sci 2010;1(3): 35-45 [In Persian].
31. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC, USA: American Public Health Association 2005.
32. Jurado E, Fernández-Serrano M, Nunez-Olea J, et al. Simplified spectrophotometric method using methylene blue for determining anionic surfactants: applications to the study of primary biodegradation in aerobic screening tests. Chemosphere 2006;65(2): 278-85.
33. Sharma BM, Bečanová J, Scheringer M, et al. Health and ecological risk assessment of emerging contaminants (pharmaceuticals, personal care products, and artificial sweeteners) in surface and groundwater (drinking water) in the Ganges River Basin, India. Sci Total Environ 2019;646: 1459-67.
34. Pattusamy V, Nandini N. Detergent and sewage phosphates entering into lake ecosystem and its impact on aquatic environment. Inter J Advance Res 2013;1(3).
35. Khayadani M, Pour Moghadas H, Goudarzi B, Vahid Dastjerdi M. Investigation of linear alkyl benzene sulfonate (LAS) concentration in Zayandehrood area (from Aseman Cham to Ziar Bridge), its peripheral wells and south Isfahan wastewater treatment plant. 11th National Conference on Environmental Health; 7-9 october; Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan; 2008. p. 1-7 [In Persian].
36. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation; 1998.
37. USEPA. water: Monitoring & Assessment, Conductivity. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency; 2012.
38. USEPA. Monitoring & Assessment, Disolve oxygen. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency.2012.
39. USEPA. Volunteer Estuary Monitoring Manual, A Methods Manual, Second Edition, Chapter 11: pH and Alkalinity. washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Wetlands ; 2006.
40. James CN, Copeland RC, Lytle DA. Relationships between oxidation-reduction potential, oxidant, and pH in drinking water. WQTC Conference; San Antonio, Texas: American Water Work Associaation; 2004.
41. Masood N, Zakaria MP, Halimoon N, et al. Anthropogenic waste indicators (AWIs), particularly PAHs and LABs, in Malaysian sediments: Application of aquatic environment for identifying anthropogenic pollution. Mar Pollut Bull 2016;102(1): 160-75.
42. Uc-Peraza R, Delgado-Blas V. Acute toxicity and risk assessment of three commercial detergents using the polychaete Capitella sp. C from Chetumal Bay, Quintana Roo, Mexico. Intern Aquatic Res 2015;7(4): 251-61.
43. Hoshyari E, Hasanzadeh N, Charkhestani A. Ecological and health risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in Doroodzan dam (Fars). Irani J Health and Environ2019;12(1): 129-40 [In Persian].
44. de Jesus Gaffney V, Almeida CM, Rodrigues A, et al. Occurrence of pharmaceuticals in a water supply system and related human health risk assessment. Water Res 2015;72: 199-208.
45. USEPA, editor Guidance on selecting age groups for monitoring and assessing childhood exposures to environmental contaminants2005: Risk Assessment Forum, Washington, DC.

*Journal of Environmental Health Engineering, May 2020; Vol. 7, No. 3: 280-297*

# Distribution, Ecological and Health Risk Assessment of Anionic Surfactant (LAS) As a Molecular Marker for Wastewater Discharge in Ekbatan Dam, Hamedan

**Faezeh Jaffari, Nasrin Hassanzadeh***

*Environmental Science Department, Faculty of Natural Resources & Environment, Malayer University, Malayer, Iran*

*** E-mail: nasrinhassanzadeh@gmail.com***

***Received: 26 Oct 2019 ; Accepted: 16 Feb 2020***

**ABSTRACT**

**Background and Aim:** Given the increasing use of detergents and the problems of water pollution caused by the release of wastewater containing large amounts of detergents in recent decades, this study aimed to investigate the concentration and health and ecological risk assessment of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) as the most important detergent composition in Ekbatan Dam is Hamedan.

**Materials and Methods:** 31 sampling stations from Ekbatan dam reservoir and Inlet Rivers to Ekbatan dam and overflow dam (Abshineh dam) selected for water sampling. Parameters such as water temperature, pH, EC, TDS, DO and ORP was measured at the sampling site. LAS adsorption was reading through a spectrophotometer (WTW 660) at 650 nm. The pollutant concentration was calculated through the equation of the calibration curve.

**Results**: The results showed the measured LAS concentration in the range of 0.01-1.4 mg / L. The results of the Spearman correlation test between LAS and water quality factors showed a positive significant relationship between LAS with salinity, TDS and EC at 0.01 level and a negative relationship between LAS and DO at 0.05 levels. The results of the health risk assessment of LAS showed no risk in different age groups. The results of the comparison of LAS concentration with surfactant discharge standard in surface water and irrigation and agricultural applications in Iran showed that the concentration of LAS is below the permissible level (1.5 mg / L) for discharge into surface water. However, in terms of use for agricultural and irrigation purposes, the LAS value at 7 stations was higher than the permissible level (0.5 mg / L).

**Conclusion:** The results of this study showed that Ekbatan dam and rivers entering the dam are exposed to mild wastewater as a result of human activities. Therefore, it is necessary to take effective and preventive activities to control and reduce pollutants entering this valuable dam.

**Keywords:** Ekbatan dam, Abshineh dam, (LAS), Ecological risk, Health risk