

بررسی آلودگی شوینده در رودخانه خاکو و دره مرادیگ همدان با استفاده از اندازه گیری آلکیل بنزن سولفانات خطی (LAS) به عنوان نشانگر تخلیه فاضلاب

فائزه جعفری^۱؛ نسرين حسن زاده^{۲*}

۱- دانشجوی دکتری علوم و مهندسی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران
۲- استادیار گروه آلودگی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران
(تاریخ دریافت ۰۸/۰۸/۲۲ - تاریخ پذیرش ۰۰/۱۱/۲۳)

چکیده:

این مطالعه، به منظور بررسی غلظت و ارزیابی ریسک اکولوژیک و سلامت آلاینده آلکیل بنزن سولفانات خطی (Linear alkylbenzene solphonate)، رایج ترین سورفاکتانت آنیونی مورد استفاده در فرمولاسیون مواد شوینده، در رودخانه خاکو و دره مرادیگ استان همدان به اجرا درآمد. پس از نمونه برداری از آب ۱۳ ایستگاه در طول رودخانه و سنجش برخی از پارامترهای کیفیت آب در محل نمونه برداری، نمونه ها به آزمایشگاه منتقل و جذب LAS از طریق دستگاه اسپکتروفتومتر (UV-VIS-NIR) در طول موج ۶۵۰ nm خوانش و با استفاده از منحنی کالیبراسیون غلظت نهایی LAS محاسبه شد. نتایج، غلظت LAS اندازه گیری شده را در دامنه ۰/۲-۱/۶۶ میلی گرم بر لیتر نشان داد. نتایج آزمون همبستگی پیرسون بین LAS و پارامترهای کیفیت آب رابطه خطی معنی داری را نشان نداد. نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک، در ۹ ایستگاه ریسک زیاد، در ۲ ایستگاه ریسک متوسط و در ۲ ایستگاه ریسک کم را نشان داد. نتایج ارزیابی ریسک سلامت LAS، عدم وجود ریسک در گروه های سنی مختلف را نشان داد. نتایج مقایسه غلظت LAS با استاندارد تخلیه سورفاکتانت ها به داخل آب های سطحی و مصارف کشاورزی و آبیاری در ایران نشان داد میانگین غلظت LAS از نظر تخلیه به داخل آب های سطحی کمتر از حد مجاز ولی از نظر استفاده برای مصارف کشاورزی و آبیاری بیشتر از حد مجاز است. با توجه به اهمیت این رودخانه ها به لحاظ تامین آب شرب و کشاورزی و لزوم حفظ سلامت محیط زیست و جامعه، لازم است اقدامات موثری در جهت کنترل ورود فاضلاب تصفیه نشده به رودخانه خاکو و دره مرادیگ صورت پذیرد.

کلید واژگان: سورفاکتانت آنیونی، شوینده، رودخانه خاکو و دره مرادیگ، ارزیابی ریسک

۱. مقدمه

ترکیبات LAS پرداخته‌اند. Babaei and Khodaparast (۲۰۱۰)، در مطالعه‌ای به بررسی غلظت LAS در رودخانه سفیدرود پرداختند. نتایج مطالعات آن‌ها بیشترین غلظت LAS را ۰/۰۴۹ و ۰/۰۴۶ میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب در سال‌های ۷۹ و ۸۰ در ایستگاه گنجه رودبار نشان داد. وجود دو کارخانه چرم‌سازی و روغن‌کشی زیتون و ورود فاضلاب صنعتی این صنایع به رودخانه، علت بالا بودن مواد شوینده در حوزه آبریز این ایستگاه اعلام شد (Babaei and Khodaparast, 2010). نتایج مطالعه Masoudian و همکاران (۲۰۱۹) نشان داد غلظت‌های بیش از ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر سورفاکتانت به طور معنی‌داری باعث ایجاد سمیت در گیاه عدسک آبی (*Lemna minor*) می‌شود (Masoudian et al., 2019).

در مطالعه Nicaise و همکاران (۲۰۱۸) میانگین غلظت سورفاکتانت‌های آنیونی در آب دریاچه Mkokoa در محدوده ۰/۰۴ ± تا ۰/۶۸ ± میلی‌گرم بر لیتر بود. نتایج این مطالعه سطح بالای آلودگی توسط سورفاکتانت‌های آنیونی و فعالیت‌های شدید انسانی را در اطراف دریاچه Mkokoa نشان داده است (Nicaise et al., 2018). در مطالعه‌ای Uedeme-Naa و George (۲۰۱۹) تأثیرات مقایسه‌ای LAS بر آنزیم‌های کبدی ماهی *Clarias gariepinus* لارو و بالغ را مورد بررسی قرار دادند. سطح تغییرات آنزیم‌های کبدی در هر دو مرحله از زندگی *Clarias gariepinus* در این مطالعه نشان داد که برخی از عملکردهای اساسی فیزیولوژیکی باید تحت تأثیر قرار گرفته باشد و این امر به مرور می‌تواند منجر به فلج یا انقراض گونه‌ها شود (Uedeme-Naa and George, 2019).

آب‌های سطحی در معرض ورود حجم زیادی از انواع آلاینده‌ها از طریق رهاسازی پساب‌ها و فاضلاب‌ها قرار دارند (Moghaddam et al., 2014; Misganaw, 2015). از جمله مهم‌ترین و رایج‌ترین آلاینده‌های موجود در این پساب‌ها و فاضلاب‌ها، آلاینده‌های آلی، شوینده‌ها هستند که سبب ایجاد مسمومیت برای موجودات آبی می‌شوند (Uc-Peraza and Delgado-Blas, 2015). این مواد شوینده باعث ایجاد مشکلاتی نظیر تغییر در طعم آب آشامیدنی، ایجاد کف، تداخل در فرآیندهای تصفیه آب، آسیب رساندن به موجودات آبی با کاهش مقدار اکسیژن محلول، کوتاه شدن روند پیری دریاچه‌ها به دلیل محتوای فسفات و در نهایت مرگ آبزیان می‌شوند (Minareci and Cakir, 2018).

رایج‌ترین سورفاکتانت مورد استفاده در مواد شوینده خانگی و صنعتی از نوع آنیونی و آلکیل بنزن سولفونات خطی (Linear alkylbenzene solphonate) است (Hashim et al., 2018). بیشترین مصرف LAS در اروپا در مواد شوینده خانگی (<۸۰٪) مانند محصولات مهم کاربردی شامل پودرهای لباسشویی، مایعات لباسشویی، محصولات ماشین ظرفشویی و کل محصولات پاک‌کننده است. باقیمانده LAS (>۲۰٪) در پاک‌کننده‌های صنعتی، منسوجات و الیاف، مواد شیمیایی، کشاورزی، فرآوری به‌عنوان مرطوب‌کننده، عوامل پراکندگی و پاک‌سازی، فرآیندهای صنعتی به‌عنوان امولسیفایر، پلیمریزاسیون و در فرمول عوامل محافظت‌کننده از محصولات زراعی مانند آفت‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها استفاده می‌شود (HERA, 2013).

مطالعات بسیاری در داخل و خارج از کشور به بررسی

گزارشات سازمان آب منطقه‌ای استان همدان، مساحت حوضه آبریز این رودخانه ۳۰ کیلومتر مربع بوده و میزان آب‌دهی آن در فصول مختلف سال متغیر می‌باشد. آب شرب روستای دره‌مراد بیگ و زمین‌های کشاورزی اطراف آن به‌وسیله آب این رودخانه تأمین می‌گردد. در طول مسیر آلاینده‌های مختلفی از جمله آلاینده‌های حاصل از فعالیت‌های کشاورزی و یا آلاینده‌های ناشی از فاضلاب‌های صنعتی و انسانی وارد این رودخانه می‌گردد. لازم به ذکر است که شهر همدان در نقاط کوهستانی و با بستر سنگی، فاقد شبکه جمع‌آوری فاضلاب بوده و در برخی نقاط فاضلاب‌های شهری و روستایی به رودخانه وارد می‌گردد که کیفیت آب این رودخانه را با خطر جدی روبه‌رو ساخته است (Samadi et al., 2009). رودخانه خاکو نیز از دیگر منابع آب سطحی همدان می‌باشد که از کوه الوند سرچشمه می‌گیرد و پس از عبور از روستاهای خاکو، چشین، مزدقیه و ده پیاز در اراضی منطقه‌ای امزاجرد به سیمینه‌رود می‌ریزد. رودخانه خاکو در فصول غیرزراعی وارد تصفیه‌خانه آب شهید بهشتی شده و مورد تصفیه قرار می‌گیرد (Hamedan Management and Planning Organization, 2015).

۲-۲. روش نمونه‌برداری و آنالیز شیمیایی

نمونه‌ها

در ابتدای کار لازم به ذکر است که نمونه‌برداری پس از یک سیلاب بزرگ که در فروردین سال ۱۳۹۸ استان همدان و برخی دیگر از شهرهای ایران را درگیر کرد، انجام شد. نمونه‌برداری در فصل بهار (۲۶ خرداد) ۱۳۹۸ در ۱۳ ایستگاه (شکل ۱) با در نظرگرفتن فاصله، کاربری‌های اطراف و تعیین مراکز احتمالی ورود آلاینده از ستون آب (عمق نیم متر)

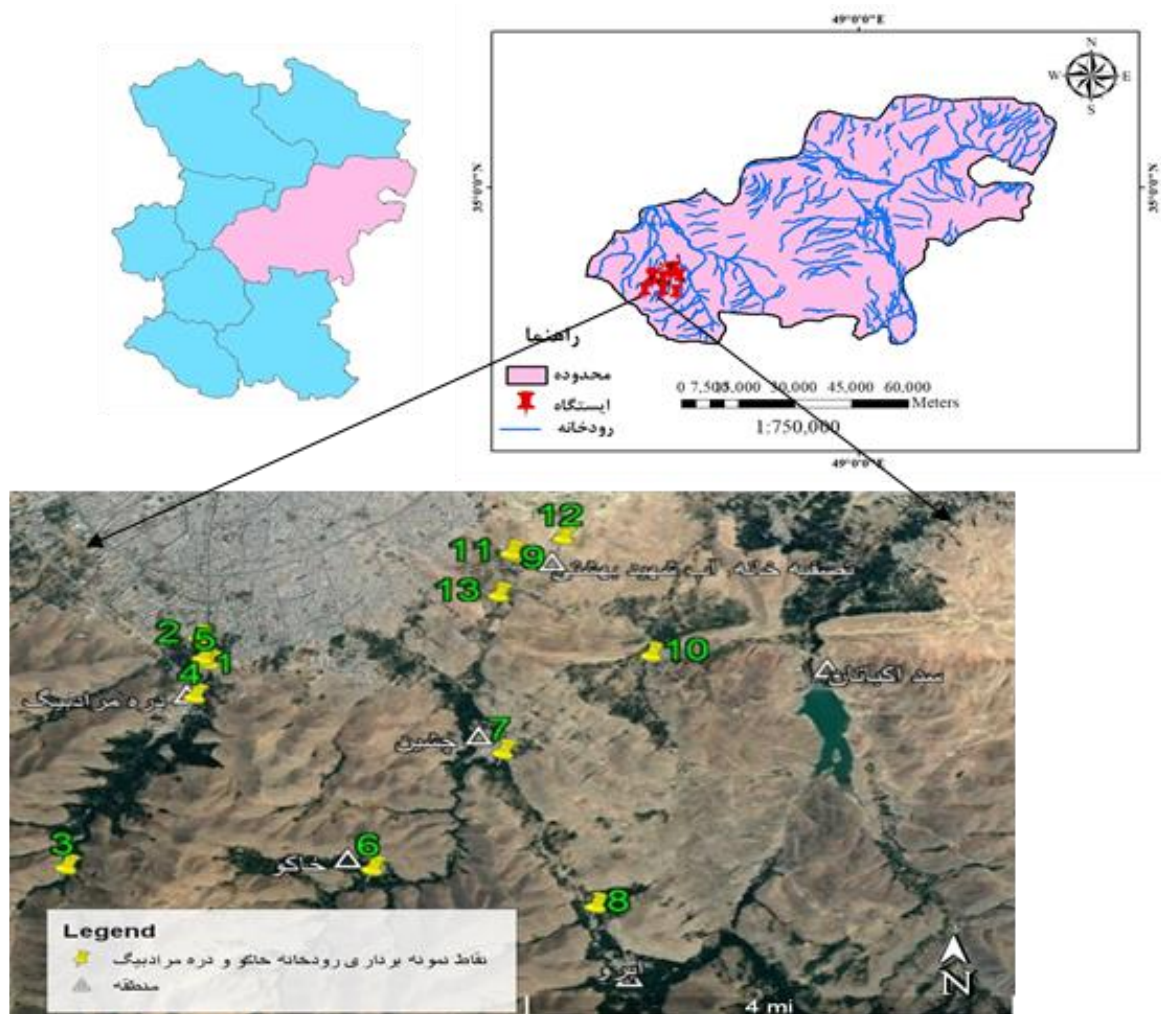
طبق استاندارد سازمان حفاظت از محیط‌زیست ایران، استاندارد تخلیه شوینده‌ها به آب‌های سطحی، ۱/۵ میلی‌گرم بر لیتر و به آب‌های زیرزمینی و برای مصارف کشاورزی ۰/۵ میلی‌گرم بر لیتر است. شرکت آب و فاضلاب تهران در سال ۱۳۸۵، حداکثر غلظت مجاز شوینده‌ها در آب آشامیدنی را ۰/۲ میلی‌گرم بر لیتر تعیین نموده است (Soleimani Roudi et al., 2015). سازمان بهداشت جهانی (WHO) نیز حداکثر غلظت مجاز شوینده‌ها در آب آشامیدنی را ۰/۲ میلی‌گرم بر لیتر تعیین کرده است (Ebrahimi et al., 2010).

با توجه به اهمیت موارد فوق و اینکه استان همدان دارای ۴ منبع تأمین آب سطحی مهم شامل، رودخانه عباس‌آباد، رودخانه خاکو، سد اکباتان و رودخانه آبشینه (سرریز سداکباتان) است که در نزدیک منطقه شهری واقع شده‌اند و احتمال آلودگی آن‌ها با فاضلاب بسیار زیاد است از طرفی این منابع از لحاظ تأمین آب برای مصارف مختلف، از جمله آب شرب و مصارف کشاورزی و باغات استفاده می‌شود، بنابراین مطالعه حاضر به‌منظور بررسی حضور، عدم حضور، پراکنش مکانی و خطر احتمالی اکولوژیکی و سلامت این آلاینده در رودخانه خاکو و دره مرادیگ می‌پردازد.

۲. مواد و روش‌ها

۲-۱. معرفی منطقه مورد مطالعه

رودخانه دره‌مراد بیگ در گستره دامنه شرقی سلسله کوه‌های زاگرس شمالی و در میان رشته کوه الوند در محدوده جنوبی همدان قرار گرفته است. این رودخانه از ارتفاعات الوند سرچشمه گرفته و پس از عبور از شهر همدان همراه با رودخانه‌های جاری دیگر شهرستان، وارد رودخانه سیمینه‌رود می‌گردد. براساس



شکل ۱- نقشه منطقه مورد مطالعه و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه خاکو، همدان

EZDO 7031 و مولتی‌متر قلمی مدل EZDO 8200 در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد. دبی رودخانه دره مرادیگ، طبق آمار سازمان آب منطقه‌ای استان همدان ۹۶۰ لیتر در ثانیه و متوسط دبی ماهانه همین رودخانه ۱۲۵۰ لیتر در ثانیه گزارش شده است. دبی رودخانه خاکو به دلیل نبود ایستگاه مطالعاتی در این رودخانه گزارش نشده است. در این مطالعه از روش ساده و بهینه شده متیلن بلو جهت اندازه‌گیری میزان LAS استفاده شد. پس از آماده‌سازی محلول‌های متیلن بلو (۱۳/۳ میلی‌مول)، محلول بافر سدیم تترابورات ۵۰ میلی‌مول و شناساگر فنول فتالین، مقدار ۵ میلی‌لیتر از هر نمونه به داخل لوله شیشه‌ای افزوده شد و سپس با افزودن

انجام شد. موقعیت و مختصات جغرافیایی نقاط نمونه‌برداری در جدول ۱ ارائه شده است. جهت نمونه‌برداری از ظروف نمونه‌برداری از جنس پلی‌اتیلن و به حجم ۱ لیتر که قبل از نمونه‌برداری با آب مقطر نیز شستشو داده شده بودند، استفاده شد. به منظور اندازه‌گیری LAS، ۱ قطره اسید هیدروکلریک (HCL) جهت جلوگیری از تجزیه احتمالی LAS در ماتریس آب، به نمونه‌ها اضافه و پس از قرار دادن نمونه‌ها در یخدان سریعاً به آزمایشگاه انتقال داده شد. پارامترهایی همچون دمای آب، شوری، اسیدیته (pH)، هدایت الکتریکی (EC)، کل جامدات محلول (TDS)، اکسیژن محلول (DO) و پتانسیل اکسایش و کاهش (ORP) با استفاده از اکسیژن‌متر قلمی مدل

جدول ۱- موقعیت و مختصات جغرافیایی نقاط نمونه برداری در رودخانه خاکو و دره مرادیگ-همدان

شماره ایستگاه	موقعیت ایستگاه با کاربری	(E) طول جغرافیایی	(N) عرض جغرافیایی	فاصله از ایستگاه قبلی (متر)
۱	پایین دست رودخانه دره مرادیگ، تفریحی و مسکونی	۴۸°۳۰'۳۹"	۳۴°۴۵'۳۵"	۱۰۸
۲	ابتدای مسیر جنگلی رودخانه دره مرادیگ	۴۸°۳۰'۳۷"	۳۴°۴۵'۴۸"	۴۰۶
۳	بالادست در مرادیگ، اول باغات و خونه باغ	۴۸°۲۹'۳۱"	۳۴°۴۳'۲۷"	نقطه اول
۴	دره مرادیگ، وسط منطقه مسکونی، ورود فاضلاب منازل به رودخانه	۴۸°۳۰'۳۵"	۳۴°۴۵'۱۱"	۳۶۱۱
۵	دره مرادیگ، کانال های ورود فاضلاب خانگی	۴۸°۳۰'۴۲"	۳۴°۴۵'۳۲"	۶۶۲
۶	روستای خاکو، بالادست رودخانه خاکو	۴۸°۳۲'۶"	۳۴°۴۳'۲۶"	۴۴۳۹
۷	روستای چشین، پایین دست رودخانه خاکو	۴۸°۳۲'۵"	۳۴°۴۵'۲۳"	۲۷۶۱
۸	روستای ابرو، مسیر عبور رودخانه خاکو	۴۸°۳۴'۰"	۳۴°۴۳'۳"	۲۹۷۴
۹	رودخانه خاکو، تفریحی، نزدیک تصفیه خانه شهید بهشتی	۴۸°۳۳'۱۹"	۳۴°۴۶'۴۱"	۶۷۹۳
۱۰	روستای تفریجان	۴۸°۳۴'۳۱"	۳۴°۴۵'۳۷"	۲۶۵۱
۱۱	رودخانه خاکو، نزدیک تصفیه خانه شهید بهشتی، تفریحی و باغ	۴۸°۳۳'۱۸"	۳۴°۴۶'۴۰"	۷۷۲
۱۲	پشت تصفیه خانه شهید بهشتی، خروجی برای کشاورزی	۴۸°۳۳'۴۶"	۳۴°۴۶'۵۰"	۷۳۷
۱۳	باغات روستای چشین، ادامه رودخانه خاکو	۴۸°۳۳'۱۲"	۳۴°۴۶'۱۵"	۲۹۶۱

کالیبراسیون و طول موج جذب شده، غلظت LAS محاسبه شد. حد تشخیص دستگاه ۰/۰۰۱ بود. در این مطالعه از سدیم دودسیل بنزن سولفونات (Sulfonate acid Sodium dodecylbenzene) به منظور رسم منحنی کالیبراسیون استفاده شد (Jurado et al., 2006).

۲-۳. ارزیابی ریسک LAS

در این مطالعه به منظور ارزیابی ریسک اکولوژیک و سلامت LAS از شاخص ارزیابی ریسک RQ

مقدار ۲۰۰ میکرولیتر تترابورات سدیم (۵۰ میلی-مول) محلول قلیایی و به pH=۱۰/۵ رسید، در ادامه ۱۰۰ میکرولیتر متیلن بلو و یک قطره فنول فتالین اضافه شد و پس از اضافه کردن ۴ میکرولیتر 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 لوله‌ی آزمایش ۱۰ میلی‌لیتری ریخته شد و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر (UV-VIS-NIR سری UV-3600 Plus SHIMADZU) در طول موج ۶۵۰ نانومتر خوانش و با استفاده از منحنی

و FOE^9 روزهای مواجهه (۳۵۰ / ۳۶۵ روز) است. مقدار $RQ < 1$ احتمال خطر سلامت انسان را نشان می‌دهد. مقدار RQ بین ۰/۲ و ۱ نیاز به ارزیابی‌های دقیق‌تر را نشان می‌دهد، در حالی که $RQ \geq 0.2$ باشد، هیچ نگرانی قابل‌ملاحظه‌ای نسبت به سلامت انسان وجود ندارد (Sharma et al., 2019).

۲.۳. ارزیابی ریسک اکولوژیک

RQ با تقسیم حداکثر غلظت ماده آلاینده (MC) بر غلظت‌های بدون اثر پیش بینی شده آلاینده (PNEC) بر اساس رابطه (۳) محاسبه می‌شود (Sharma et al., 2019).

(۳)

$$RQ = MC / PNEC$$

PNEC با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

(۴)

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

که در آن EC_{50}^{10} (غلظت موثر) و LC_{50}^{11} (غلظت کشنده) و AF^{12} 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. متعاقباً ارزیابی ریسک در ارگانسیم‌های آبی به سه گروه طبقه‌بندی می‌شود: کم‌خطر ($RQ > 0.1$)، خطر متوسط ($0.1 > RQ > 0.1$) و خطر بالا ($RQ \leq 1$).

۲-۴. محاسبات آماری

محاسبات آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS 22، R

استفاده گردید RQ مقدار ریسک اولیه برای ارزیابی سطح غربالگری است و در نتیجه مقایسه میزان مواجهه با میزان اثر به دست می‌آید (USEPA, 2017).

۳-۱. ارزیابی ریسک سلامت

به‌منظور محاسبه ریسک سلامت LAS از روابط (۱) و (۲) استفاده شد:

(۱)

$$RQ = MC / DWEL$$

شاخص ریسک (RQ) با تقسیم حداکثر غلظت اندازه‌گیری شده آلاینده MC^2 بر تراز معادل آب آشامیدنی وابسته به سال (سطحی از تماس که منجر به اثرات حاد نمی‌گردد) $DWEL^3$ محاسبه می‌شود (رابطه (۱)).

DWEL با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود.

(۲)

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

که در آن ADI^4 (میکروگرم بر کیلوگرم در روز) جذب قابل قبول روزانه (بر اساس مطالعات انجام گرفته میزان آن ۴/۵ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته شده است) RSD^5 مقدار ویژه ریسک، به ترتیب برای اثرات غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی می‌باشد. BW^6 میانگین وزن گروه‌های سنی خاص، DWI^7 ، میزان مصرف روزانه آب آشامیدنی گروه‌های سنی خاص (لیتر در روز)، AB^8 نرخ جذب دستگاه گوارش است که برای تمام ترکیبات مورد مطالعه ۱ فرض می‌شود

¹Risk Quotient

²Maximum Measured Concentration

³Drinking Water Equivalent Level

⁴Acceptable Daily Intake

⁵Risk Specific Dose

⁶Body Weight

⁷Daily Drinking Water Intake

⁸Absorption Rate

⁹Frequency of Exposure

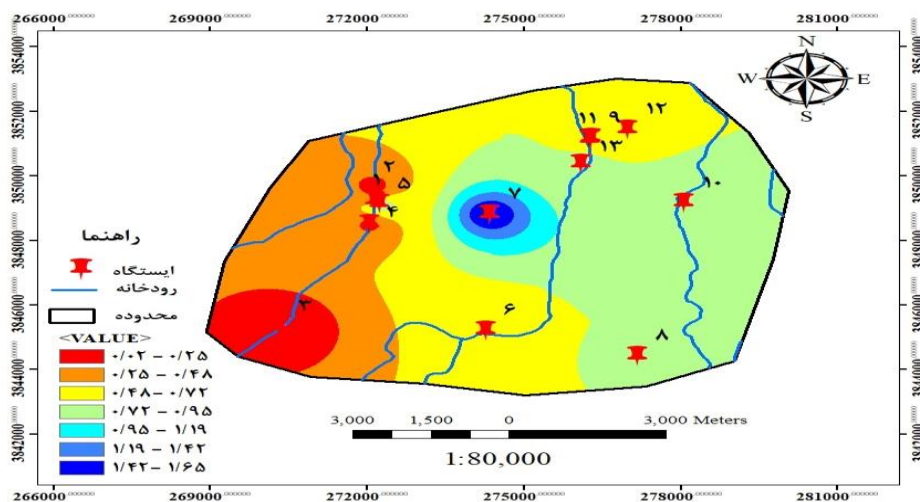
¹⁰Effective Concentration

¹¹Lethal Concentration

¹²Standard Assessment Factor

جدول ۲- آمار توصیفی LAS و فاکتورهای کیفی آب

پارامترهای کیفیت آب	واحد	کمینه	بیشینه	میانگین \pm انحراف معیار
LAS	میلی گرم بر لیتر	۰/۲	۱/۶۶	۰/۶۲ \pm ۰/۴۷
Salt	میلی گرم بر لیتر	۲۸/۲۰	۲۵۱	۱۲۲/۵۷ \pm ۸۰/۶۲
TDS	میلی گرم بر لیتر	۳۷/۲۰	۳۳۰	۱۶۱/۸۳ \pm ۱۰۶/۲۸
EC	میکروزیمنس بر سانتی متر	۵۶/۷۰	۵۰۱	۲۴۵/۷۷ \pm ۱۶۱/۳۶
ORP	میلی ولت	-۵۵/۳۰	-۶/۱۰	-۲۱/۵۶ \pm ۱۶/۲۸
pH	-	۶/۷۸	۷/۹۸	۷/۳۳ \pm ۰/۴۱
T	درجه سانتی گراد	۱۳/۷۰	۲۲/۵۰	۱۷/۷۳ \pm ۲/۱۹
DO	درصد	۴۱	۵۵/۳۰	۴۵/۵۷ \pm ۲/۶۸



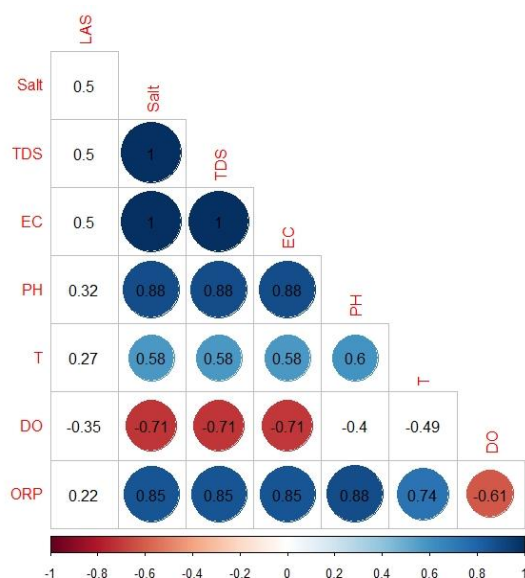
شکل ۲- نقشه پهنه‌بندی غلظت LAS با استفاده از روش IDW در ایستگاه‌های نمونه‌برداری آب رودخانه خاکو و دره مرادیگ، همدان

۳. نتایج

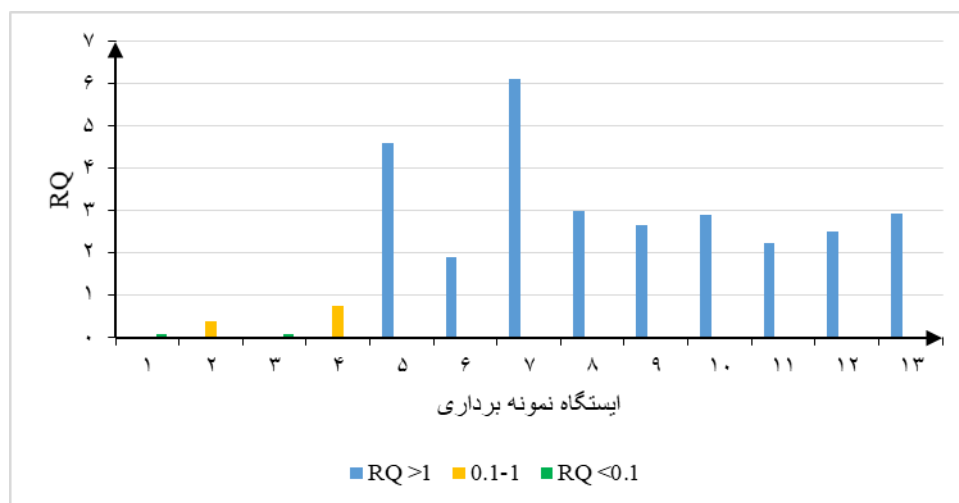
آمار توصیفی LAS اندازه‌گیری شده و فاکتورهای کیفی آب، شامل کمینه، بیشینه، میانگین و انحراف معیار در جدول ۲ ارائه شده است. شکل ۲ نقشه پهنه‌بندی غلظت LAS اندازه‌گیری شده با استفاده از روش IDW را در ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد. نتایج آزمون همبستگی اسپیرمن بین LAS و فاکتورهای کیفی آب در شکل ۳ ارائه شده است. نمودار ۱ نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک LAS در نمونه آب سطحی رودخانه خاکو را نشان می‌دهد. نتایج ارزیابی ریسک سلامت LAS در نمونه

4.1 و Excel 2016 انجام شد. جهت بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون شاپیرو-ویلک (Shapiro-Wilk) استفاده شد. برای توصیف رابطه بین LAS اندازه‌گیری شده با پارامترهای کیفیت آب مورد مطالعه با توجه به نرمال بودن داده‌ها از آزمون همبستگی پیرسون (Pearson) در نرم‌افزار R استفاده شد. جهت پهنه‌بندی غلظت LAS اندازه‌گیری شده در رودخانه خاکو با مقایسه مقادیر خطا (RMS) در روش‌های مختلف درونیایی، نهایتاً از روش درونیایی معکوس فاصله یا همان IDW¹³ به دلیل مقادیر RMS کمتر استفاده شد.

¹³Inverse Distance Weighted



شکل ۳- نمودار بررسی همبستگی بین LAS و پارامترهای کیفیت آب در رودخانه خاکو، همدان



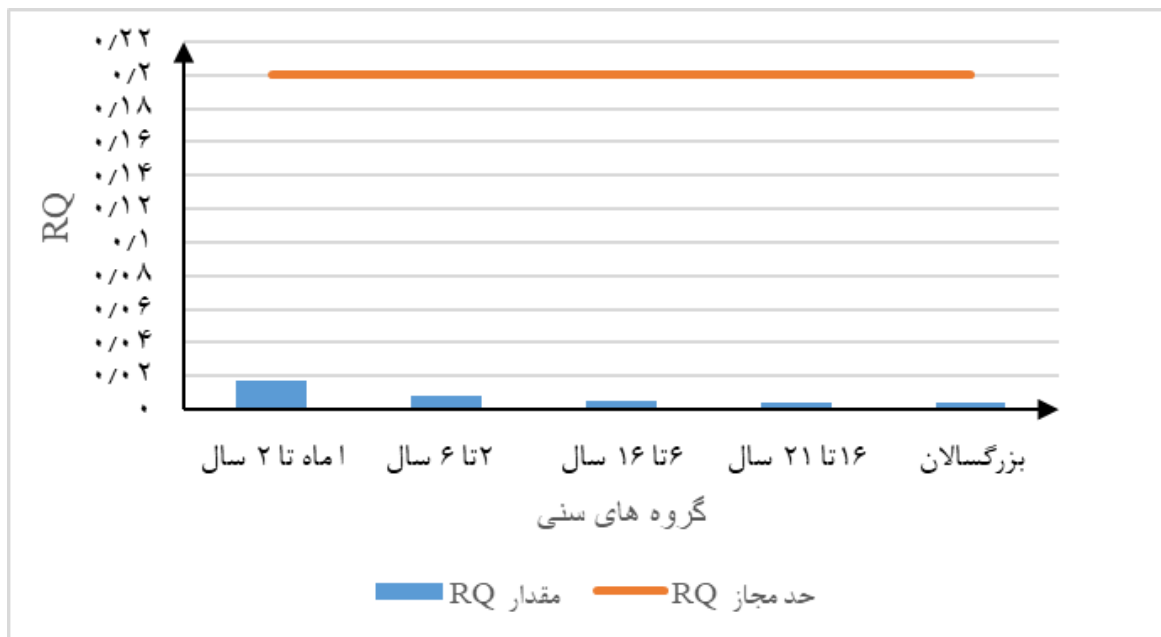
نمودار ۱- ارزیابی ریسک اکولوژیک LAS با استفاده از شاخص RQ در منابع آب سطحی رودخانه خاکو، همدان

استقرار یافته‌اند. به دلیل عدم وجود شبکه جمع‌آوری فاضلاب، فاضلاب منازل (معمولاً فاضلاب ظرفشویی و حمام) از طریق جوی‌ها به داخل رودخانه رهاسازی می‌شود. اگرچه اقداماتی جهت جمع‌آوری فاضلاب منطقه دره مرادیگ صورت گرفته، اما همچنان ورود فاضلاب به رودخانه اجتناب‌ناپذیر است. ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ به ترتیب از باغات و جنگل‌های دره مرادیگ (بالادست) به سمت مناطق مسکونی (پایین‌دست) برداشت شده است. مقایسه غلظت این ۳ ایستگاه نشان می‌دهد هر چه به سمت مناطق مسکونی پیش می‌رویم غلظت LAS نیز افزایش می‌یابد. ایستگاه ۱

آب‌سطحی رودخانه خاکو و در گروه‌های سنی مختلف در نمودار ۲ ارائه شده است.

۴. بحث و نتیجه گیری

نتایج نشان‌دهنده حضور آلاینده LAS در تمامی ایستگاه‌های مطالعاتی در رودخانه خاکو بود. در بین ایستگاه‌های رودخانه خاکو، ایستگاه ۵ و ۷ غلظت LAS بیشتری نسبت به سایر ایستگاه‌ها نشان داد. ایستگاه ۵ از نزدیکی رودخانه روستای دره مرادیگ برداشت شده است. این رودخانه از وسط روستا می‌گذرد و مناطق مسکونی کاملاً در کنار رودخانه



نمودار ۲- نتایج ارزیابی ریسک سلامت LAS در گروه‌های سنی مختلف در نمونه آب سطحی رودخانه خاکو، همدان

سفره‌خانه سنتی و ایستگاه ۸ از رودخانه روستای ابرو برداشت شده است. نزدیکی رودخانه به مراکز جمعیتی، عدم وجود شبکه جمع‌آوری فاضلاب، وجود کاربری باغ و تفریحی عوامل اصلی غلظت زیاد LAS در این ایستگاه‌ها است. ایستگاه ۹، ۱۱، ۱۲ و ۱۳ که در ادامه رودخانه چشین (خاکو) و در نزدیک تصفیه‌خانه شهید بهشتی برداشت شده است، به‌طور مشابه به دلیل دور شدن از جمعیت روستایی و تجزیه زیستی LAS، غلظت کمتری را نسبت به ایستگاه ۷ نشان داده است. با این حال حضور عشایر و گردشگران نیز در طول رودخانه خاکو تا تصفیه‌خانه شهید بهشتی، بر غلظت LAS شناسایی شده تاثیرگذار بوده است. نتایج بررسی مطالعات مختلف در خصوص آلاینده LAS نیز دلایل مشترک و مشابهی را برای افزایش غلظت LAS در منابع آبی نشان داده است. نتایج مطالعات Balcioglu (۲۰۱۹) در خصوص بررسی تغییرات فصلی LAS، فسفات و کلروفیل a در نمونه آب سطحی ۴ جزیره در دریای Marmara، به‌طور مشابه تأثیر جمعیت و گردشگری

از پایین دست رودخانه دره مرادبیگ برداشت شده است. با این که انتظار می‌رود در پایین دست غلظت LAS افزایش نشان دهد اما غلظت کاهش یافته است. علت این است پس از خروج رودخانه از منطقه مسکونی، به دلیل دور شدن از کانون آلودگی میزان ورود آلاینده کاهش یافته، و شیب رودخانه و تلاطم آب، همان مقدار LAS شناسایی شده در ایستگاه‌های قبل نیز به دلیل افزایش هوادهی و در نتیجه تجزیه زیستی LAS کاهش یافته است و دوباره در ایستگاه ۲ به دلیل وجود خانه باغ و کاربری گردشگری و خدماتی مقدار LAS نسبت به ایستگاه ۱ افزایش یافته است. در مطالعه‌ای در رودخانه Gomti هند نیز غلظت زیاد سورفاکتانت آنیونی در مجاورت نواحی شهری و وسط شهر Lucknow به علت منابع غیر نقطه‌ای و فعالیت‌های انسانی، غلظت کم در بالادست و غلظت متوسط در پایین دست رودخانه گزارش شد که علت آن تجزیه طبیعی سورفاکتانت‌ها در طول رودخانه بیان گردید (Kumar et al., 2021). ایستگاه ۷ از رودخانه روستای چشین و در کنار

در افزایش غلظت LAS را نشان داده است. در افزایش جمعیت و به تبع آن افزایش ورود آلاینده‌ها به رودخانه‌ها را عامل اصلی آلودگی رودخانه‌ها اعلام کرده‌اند. نتایج مطالعات آن‌ها غلظت زیاد^{۱۴} LABs را در رودخانه‌های شهر Jakarta به دلیل ورود فاضلاب‌های تصفیه نشده به رودخانه‌ها نشان داده است که با نتایج مطالعه حاضر همخوانی دارد. مطالعات Alkhadher و همکاران (۲۰۱۵) ورود فاضلاب اولیه و ثانویه را به داخل رودخانه‌ها و نقش آن‌ها را در افزایش غلظت LABs در رسوبات را نشان داده است. مطالعه منابع مختلف داخلی و خارجی که در متن به آنها اشاره شده است نشان می‌دهد LASs هر چند در مقادیر کم، در همه اکوسیستم‌های مورد مطالعه حضور داشته و به عنوان آلاینده مطلق آب محسوب می‌شوند. نتایج آزمون همبستگی رابطه معنی‌داری بین LAS و فاکتورهای کیفی آب نشان نداد اما بین Salt و EC با یکدیگر و با TDS، ORP و pH رابطه مثبت معنی‌دار در سطح ۱٪ و بین Salt، EC و TDS با DO رابطه منفی در سطح ۵٪ و بین ORP با pH و دما رابطه مثبت در سطح ۱٪ برقرار است. در مطالعه Nicaise و همکاران (۲۰۱۸) نیز به طور مشابه هیچ ارتباط خطی بین غلظت سورفکتانت آنیونی و پارامترهای فیزیکی و شیمیایی مشاهده نشد ($P < 0.05$).

در افزایش غلظت LAS را نشان داده است. در افزایش جمعیت و به تبع آن افزایش ورود آلاینده‌ها به رودخانه‌ها را عامل اصلی آلودگی رودخانه‌ها اعلام کرده‌اند. نتایج مطالعات آن‌ها غلظت زیاد^{۱۴} LABs را در رودخانه‌های شهر Jakarta به دلیل ورود فاضلاب‌های تصفیه نشده به رودخانه‌ها نشان داده است که با نتایج مطالعه حاضر همخوانی دارد. مطالعات Alkhadher و همکاران (۲۰۱۵) ورود فاضلاب اولیه و ثانویه را به داخل رودخانه‌ها و نقش آن‌ها را در افزایش غلظت LABs در رسوبات را نشان داده است. مطالعه منابع مختلف داخلی و خارجی که در متن به آنها اشاره شده است نشان می‌دهد LASs هر چند در مقادیر کم، در همه اکوسیستم‌های مورد مطالعه حضور داشته و به عنوان آلاینده مطلق آب محسوب می‌شوند. نتایج آزمون همبستگی رابطه معنی‌داری بین LAS و فاکتورهای کیفی آب نشان نداد اما بین Salt و EC با یکدیگر و با TDS، ORP و pH رابطه مثبت معنی‌دار در سطح ۱٪ و بین Salt، EC و TDS با DO رابطه منفی در سطح ۵٪ و بین ORP با pH و دما رابطه مثبت در سطح ۱٪ برقرار است. در مطالعه Nicaise و همکاران (۲۰۱۸) نیز به طور مشابه هیچ ارتباط خطی بین غلظت سورفکتانت آنیونی و پارامترهای فیزیکی و شیمیایی مشاهده نشد ($P < 0.05$).

در توجیه رابطه همبستگی منفی بین Salt، EC و DO با TDS می‌توان اینگونه بیان کرد که سه عامل دما، فشار جزئی اکسیژن در تماس با آب و شوری آب بر غلظت اکسیژن محلول در آب تاثیر دارد. رهاسازی فاضلاب‌ها به درون بدنه‌های آبی به دلیل دارا بودن TDS و شوری بیشتر به مصرف بیش از حد اکسیژن محلول در اثر فعالیت باکتری‌ها و کاهش آن می‌گردد (Biglari et al., 2019). با افزایش دما مقدار اکسیژن محلول در آب کاهش می‌یابد. همچنین با افزایش هدایت الکتریکی که در نتیجه‌ی افزایش شوری می‌باشد مقدار اکسیژن محلول در آب کاهش می‌یابد (Abdollahi and Ebrahimi, 2017).

pH آب برای بقای بیشتر گیاهان و حیوانات آبی بسیار مهم است. اگر سطح pH به پایین‌تر از ۵ و بالاتر از ۹ برود، بسیاری از گونه‌ها برای زنده ماندن مشکل پیدا می‌کنند. تغییر در pH می‌تواند جنبه‌های دیگر شیمی آب را تغییر دهد که معمولاً به‌ضرر گونه‌های بومی است. حتی تغییرات کوچک در pH آب می‌تواند بر حلالیت برخی فلزات مانند آهن و

ORP آب بیانگر مقدار مواد اکسیدکننده نسبت به مواد احیاکننده در آب است و بر این اساس زمانی که مواد اکسیدکننده در محیط بیشتر باشد، این پارامتر مثبت و وقتی که مواد احیاکننده در محیط بیشتر باشد، مقدار این پارامتر منفی است (Yavar et al.,

^{۱۴} linear alkyl benzenes

رودخانه منتهی به دریاچه Van در ترکیه مورد بررسی قرار گرفت و نتایج نشان داد غلظت LAS با فسفات، آمونیوم-نیتروژن و COD همبستگی مثبت دارد. در این مطالعه نیز ورود فاضلاب خانگی و صنعتی به رودخانه‌ها، عامل اصلی تأثیرگذار در توزیع زمانی و مکانی LAS عنوان شد.

نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک در رودخانه خاکو نشان داد ۹ ایستگاه دارای ریسک زیاد، ۲ ایستگاه ریسک متوسط و ۲ ایستگاه دارای ریسک کم هستند. وجود ریسک اکولوژیک بالا در اکثر ایستگاه‌های مورد مطالعه، می‌تواند در طولانی‌مدت سلامت اکوسیستم آبی، انسان و سایر زیست‌مندان استفاده کننده را در معرض خطر قرار دهد. با توجه به این که هر دو رودخانه در مسیرهای روستایی هستند و همچنین عشایر در فصل‌هایی از سال در مجاورت رودخانه اقامت می‌کنند، استفاده کشاورزان از آب رودخانه جهت آبیاری محصولات زراعی و سبزیجات، استفاده پرندگان و چهارپایان اهلی از آب آلوده به ترکیبات شوینده می‌تواند ریسک آسیب به سلامت موجودات و انسان را به‌عنوان مصرف‌کننده نهایی بالا ببرد. همچنین نقاط داغ LAS همزمان با مقادیر زیاد غلظت سایر آلاینده‌های انسان منشاء است که مطمئناً وضعیت کلی بیولوژیکی منطقه را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Hampel et al., 2009). همچنین بخش‌های آبگریز و آبدوست LAS می‌تواند به آسانی با ساختارهای قطبی و غیرقطبی برخی مولکول‌ها واکنش دهد، این ویژگی سورفاکتانت‌ها می‌تواند انباشت آنها را در موجودات زنده آسان کند و سبب بروز اثرات سمی در آنها شود (Masoudian et al., 2019).

به‌طور مشابه در مطالعات Sakai و همکاران (۲۰۱۷)،

مس تأثیر بگذارد. چنین تغییراتی می‌تواند به‌طور غیرمستقیم بر آبیان تأثیر بگذارد. اگر سطح pH پایین بیاید، فلزات سمی موجود در رسوب رودخانه می‌توانند مجدداً در ستون آب به حالت تعلیق در بیایند. این امر می‌تواند بر بسیاری از گونه‌های آبی تأثیر بگذارد (USEPA, 2006). خوشبختانه مقدار pH در این مطالعه در شرایط مناسب قرار دارد.

در سایر مطالعات انجام شده پارامترهای دیگری از جمله فسفات، نیتروژن کل، آمونیوم-نیتروژن ($\text{NH}_4\text{-N}$)، BOD و COD نیز اندازه‌گیری شده است و در برخی مطالعات، رابطه معنی‌داری بین LAS و پارامترهای ذکر شده به‌دست آمده است. به‌عنوان مثال در مطالعه Huang و همکاران (۲۰۲۰)، در خصوص بررسی LABs در رودخانه Baihaimian در گوانجو چین (به‌عنوان نشانگر مولکولی در رودخانه‌های بسیار شهری)، همبستگی قابل توجهی بین نیتروژن کل، آمونیوم-نیتروژن و LABs در نمونه آب رودخانه پیدا شد که نشان‌دهنده منابع فاضلاب خانگی بود. همچنین همبستگی مثبت بین کربن آلی کل (TOC) و LABs در رسوبات نشان داده شد (غلظت LABs در نمونه‌های رسوب ۳۶۵۰-۷۳ نانوگرم درگرم وزن خشک در رسوبات سطحی) که با این حال در مطالعه Riyahi Bakhtiari و همکاران (۲۰۱۸)، در رسوبات سطحی تالاب بین‌المللی انزلی با این که مقدار LABs شناسایی شده در رسوب بیشتر از مطالعه Huang و همکاران (۲۰۲۰) بود (۱۰۹۳۰۵/۲۶-۳۹۴/۱۲ نانوگرم در گرم وزن خشک)، هیچ رابطه‌ای بین TOC و غلظت LABs در رسوبات سطحی مشاهده نشد. در مطالعه-ای دیگر توسط Atici (۲۰۲۱) غلظت LAS در سه

می‌تواند مواجهه مزمن فرد با آلاینده را سبب شود که در کوتاه مدت ممکن است اثر آشکار و قابل توجهی دیده نشود اما در بلندمدت می‌تواند اثرات جبران‌ناپذیری برجای بگذارد. در این مطالعه ارزیابی ریسک روی موجود زنده صورت نگرفته است و یک تصویر کلی از ریسک LAS در منابع آبی ارائه می‌دهد اما ارزیابی ریسک در موجودات زنده و در محیط‌های طبیعی می‌تواند تصویر و فهم درست‌تر و دقیق‌تری را از اثرات LAS بر موجودات آبی ارائه دهد و با اعمال قوانین و ارائه راهکارهای کنترل ورود آلاینده از بروز اثرات مضر بیشتر بر سلامت محیط و زیست‌مندان جلوگیری کند.

اگرچه در رودخانه‌های خاکو و دره‌مرادیگ ماهی‌ها و آبزیان به‌طور طبیعی وجود ندارند و عمدتاً این دو رودخانه مصرف کشاورزی و آب شرب دارند، با این حال اگر آب رودخانه برای استخرهای پرورش‌های ماهی که عمدتاً در استان همدان در کنار مزارع آبی ایجاد می‌شوند، استفاده شود می‌تواند اثرات سلامتی جبران‌ناپذیری را در صورت مراجعه مزمن داشته باشد. به‌عنوان مثال، در مطالعه‌ای توسط Liu و همکاران (۲۰۲۱)، تغییرات ساختاری کبد و آبشش ماهی کپور کاراس (*Crucian crap*) پس از مواجهه یک ماهه با غلظت‌های مختلف AS^{15} مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که اثر AS روی کبد ماهی کاراس عمدتاً در تورم هسته، پارگی غشای سلولی، محو شدن مرزهای سلولی و ظهور واکوئل‌ها در سیتوپلاسم منعکس می‌شود. همچنین، اثر AS بر روی آبشش‌ها شامل شکستن رشته‌های آبشش، ادم و هیپرتروفی سلول‌های اپیتلیال لاملاهای آبشش و جداشدگی سلولی شدید است که نشان دهنده

در نمونه آب سطحی رودخانه Selangor و Langat، نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک LAS نشان داد، غلظت LAS در ۶ زیرحوضه بالاتر از سطح ریسک اکولوژیک قرار دارد. همچنین بیان شد که سرنوشت محیطی LAS در منطقه مورد مطالعه بیشتر تحت تأثیر مواد جامد معلق است تا تجزیه زیستی. آلاینده LAS بستگی به طول زنجیره آلکیل، حلالیت و ضریب KOW هنگام ورود به اکوسیستم آبی، در فازهای مختلف آب، رسوب و یا چسبیده به ذرات معلق قرار می‌گیرد، بنابراین اندازه‌گیری همزمان نمونه‌های آب و رسوب، درک بهتری از غلظت و اثرات احتمالی آن بر موجودات ارائه می‌دهد. در مطالعه Delgado-Blas و Uc-Peraza (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 (Uc-Peraza and Delgado-Blas, 2015). موجودات زنده مختلف دامنه حساسیت متفاوتی به غلظت‌های مختلف LAS دارند. علاوه بر تفاوت‌های ذاتی موجودات مختلف با یکدیگر در مواجهه و مقابله با آلاینده‌ها، طیف‌وسیی از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی محیطی ممکن است در افزایش/کاهش غلظت آلاینده و دسترس‌پذیری آن برای موجودات زنده تأثیرگذار باشد که نیازمند مطالعه است. همچنین مواجهه با ترکیبات LAS تنها از طریق آب نیست و مسیرهای مواجهه چندگانه در ارزیابی ریسک باید مورد توجه قرار گیرد. به‌عنوان مثال آبیاری زمین‌های کشاورزی با آب آلوده و یا استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود و مصرف محصولات آلوده، مواجهه از طریق ظروف غذا و همچنین مواجهه از طریق مصرف ماهی‌های پرورش یافته در آب آلوده

¹⁵Alkylbenzene Sulfonate

ترکیب با سایر آلاینده‌ها و یافتن راه‌حل‌های اثربخش در کاهش ورود آلاینده‌ها، برخورد قانونی با واحدهای خدماتی خاکی، 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 آلاینده‌گی کمتر و تجزیه‌پذیری بیشتر و همچنین نمونه‌برداری از رسوبات سطحی جهت پایش دقیق‌تر آلاینده LAS پیشنهاد می‌گردد. همچنین یکی از عوامل موثر بر غلظت LAS، دبی آب رودخانه است که متأسفانه در این مطالعه اندازه‌گیری نشده است و پیشنهاد می‌گردد در سایر مطالعات همراه اندازه‌گیری پارامترهای BOD و COD، فسفات و آمونیوم و بررسی رابطه بین LAS و این پارامترها مورد توجه و مطالعه قرار گیرد. این مطالعه به‌صورت مقطعی و کوتاه مدت بوده و پیشنهاد می‌گردد جهت دستیابی به نتایج دقیق‌تر، مطالعات بلندمدت و نمونه‌برداری همزمان آب و رسوب صورت گیرد.

سپاسگزاری

این مقاله حاصل بخشی از پایان‌نامه کارشناسی ارشد در خصوص بررسی غلظت و ارزیابی ریسک اکولوژیک و سلامت LAS در ۳ منبع آب سطحی مهم استان همدان، رودخانه عباس‌آباد، رودخانه خاکو و سد اکباتان است. بدینوسیله از دانشگاه ملایر جهت حمایت مالی و معنوی از پژوهش‌های قدرانی و سپاسگزاری می‌شود.

حساسیت بالای آبشش‌ها به AS است. نتایج ارزیابی ریسک سلامت LAS در نمونه آب‌سطحی رودخانه خاکو نشان داد مقدار شاخص RQ در تمامی گروه‌های سنی کمتر از ۰/۲ است که نشانگر عدم وجود ریسک در گروه‌های مختلف سنی است. مقایسه میانگین RQ در گروه‌های سنی مختلف نشان داد گروه‌های سنی کمتر به‌خصوص نوزادان در معرض خطر بیشتری قرار دارند و حساسیت آن‌ها نسبت به آلاینده‌ها بیشتر است. 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 (رقیق شدن آلاینده) در رودخانه‌ها صورت گرفته است، امکان دارد که اگر این پژوهش در فصول دیگر و در شرایط کم آبی صورت گیرد، شاهد ریسک سلامت LAS در این منطقه باشیم و از آن جایی که آب‌های ورودی به این رودخانه‌ها برای مصارف شرب و کشاورزی استفاده می‌شود ممکن است در طولانی مدت مخاطراتی در پی داشته باشد. نتایج مقایسه غلظت LAS با استاندارد تخلیه شوینده‌ها به منابع آب‌های سطحی، چاه‌های جاذب و مصارف کشاورزی نشان داد میانگین LAS بیشتر از حد مجاز مصرف جهت کشاورزی، آبیاری، تخلیه به چاه جاذب و آشامیدن است ولی از نظر تخلیه به منابع آب سطحی، میانگین غلظت LAS کمتر از حد مجاز است.

در راستای حفظ منابع ارزشمند آبی در استان همدان اقداماتی نظیر تجهیز کردن روستاها و کاربری‌های خدماتی اطراف رودخانه‌ها به شبکه جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب، پایش منظم آلاینده LAS و نیز در

References

- Abdollahi, B., Ebrahimi, K., 2016. Investigation of dissolved oxygen changes and factors affecting it (Case study: Karun river basin), 6th Iranian National Water Resources Management Conference, Sanandaj. (In Persian)
- Alkhadher, S.A.A., Zakaria, M.P., Yusoff, F.M., Kannan, N., Suratman, S., Keshavarzifard, M., Magam, S. M., Masood, N., Vaezzadeh, V., Sani, M.S.A., 2015. Baseline distribution and sources of linear alkyl benzenes (LABs) in surface sediments from Brunei Bay, Brunei. *Marine Pollution Bulletin* 101, 397-403.
- Atici, A.A., 2021. Seasonal changes of some detergent components in surface water of rivers to the Van Lake, Turkey. *Toxicological & Environmental Chemistry* 103, 37-49.
- Babaei, H., Khodaparast, S., 2010. Determination of linear alkyl benzene sulfonate (LAS) detergent pollution concentration in water of Sefidrood river in Guilan province. *Journal of Aquatic Sciences* 1, 35-45 (In Persian)
- Balcioğlu, E.B., 2019. Seasonal changes of LAS, phosphate, and chlorophyll-a concentrations in coastal surface water of the Prince Islands, Marmara Sea. *Marine Pollution* 138, 230-234.
- Biglari, M.R., Sima, S., Saadatpour, M., 2019. Modeling and Management of the River Water Quality for Aquatic Habitat Health Using a Source Control Approach (Case Study: Zarrineh-rud River). *Iran-Water Resources Research* 14, 57-70. (In Persian)
- Ebrahimi, A., Ehrampoosh, M., Samaie, M., Ghelmani, S., Talebi, P., Dehghan, M., Honardoost, A., Shahsavani, E., 2010. Removal efficiency of linear alkyl benzene sulfonate (las) in Yazd stabilization pond. *Journal of Water and Wastewater* 21, 38-43. (In Persian)
- Hamedan Management and Planning Organization, H., 2015. Statistical Calendar of Hamadan Province in 2015 (In Persian).
- Hampel, M., Canário, J., Branco, V., Vale, C., Blasco, J., 2009. Environmental levels of Linear alkylbenzene Sulfonates (LAS) in sediments from the Tagus estuary (Portugal): environmental implications. *Environmental Monitoring and Assessment* 149, 151-161.
- Hashim, N. H., Abu Bakar, A., Awang, Z., Arish, M., Arshad, N.A., 2018. Anionic surfactants in environmental water samples: a review. *Sustainable Environmental Technology* 1, 67-78.
- Hayashi, M., 2004. Temperature-electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion. *Environmental Monitoring and Assessment* 96, 119-128.
- HERA 2013. LAS: Linear alkylbenzene sulphonate (CAS No. 68411-30-3). Human and environment risk assessment on ingredients of household cleaning products. Belgium: Human and Environmental Risk Assessment. 101 p.
- Huang, Y., Liu, L., Liu, G., Gong, Y., 2021. Occurrence and fate of linear alkylbenzenes and their potential as environmental molecular markers in highly urbanized river systems. *Science of the Total Environment* 760, 143946.
- James, C.N., Copeland, R.C. Lytle, D.A., 2004. Relationships between oxidation-reduction potential, oxidant, and pH in drinking water. WQTC Conference, San Antonio, Texas: American Water Work Association.
- Jurado, E., Fernández-Serrano, M., Nunez-Olea, J., Luzon, G. Lechuga, M., 2006. Simplified spectrophotometric method using methylene blue for determining anionic surfactants: applications to the study of primary biodegradation in aerobic screening tests. *Chemosphere* 65, 278-285.
- Kumar, V., Sahu, P., Singh, P.K., Shukla, N.K., Mishra, D.P., 2021. Evaluation and Quantification of Anionic Surfactant in the Gomti River at Lucknow City, India. *Promising Techniques for Wastewater Treatment and Water Quality Assessment* 1-15.
- Liu, P., Qiu, Q., Ren, P., Dong, D., Meng, X., Li, J., 2021. Pathological Observation of the Effect of Alkylbenzene Sulfonate Surfactant on Liver and Gills of Crucian. *Journal of Physics: Conference*

Series p. 012100.

Mashhadi Mousavi, S.K., Yadollahi, H., Marvian Mashhad, A., 2016. Design and manufacture of TDS measurement and control system for water purification in reverse osmosis by PID fuzzy logic controller with the ability to compensate effects of temperature on measurement. *Turkish Journal of Electrical Engineering & Computer Sciences* 24, 2589-2608.

Masoudian, Z., Salehi Lisar, S.Y. Norastehnia, A., 2019. Biological effects of surfactant-contaminated water on aquatic ecosystems: Effective concentrations on photosynthetic pigments and antioxidant defense systems in *Lemna minor*. *Journal of Aquatic Ecology* 9(3):104-12. (In Persian)

Minareci, O., Cakir, M., 2018. The Study of Surface Water Quality in Buyuk Menderes River (Turkey): Determination of Anionic Detergent, Phosphate, Boron and Some Heavy Metal Contents. *Applied Ecology and Environmental Research* 16, 5287-5298.

Misganaw, T.S., 2015. Physico-chemical studies on the pollution level of Stream Bisnit, Gondar, Ethiopia. *Journal of Environment and Earth Science* 5, 21-64.

Moghaddam, M.H., Lashkaripour, G.R., Dehghan, P., 2014. Assessing the effect of heavy metal concentrations (Fe, Pb, Zn, Ni, Cd, As, Cu, Cr) on the quality of adjacent groundwater resources of Khorasan Steel Complex. *International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences* 4, 511-518.

Nicaise, B.T.G., Rose, E.K., Aké, A.O.Y., Habib, K.Y., Bernard, Y.O., 2018. Study of Pollution by Anionic Surfactants and Orthophosphates in M'koa Lake (Jacquville, Côte d'Ivoire). *American Journal of Environmental Protection* 7, 70-78.

Rinawati, T., Takada, H., 2013. Molecular marker of sewage contamination: distribution of linear alkyl benzenes (LABs) in Jakarta River. *Prosiding Semirata FMIPA Universitas Lampung* 1, 345-350.

Riyahi Bakhtiari, A., Javedankherad, I., Mohammadi, J., Taghizadeh, R., 2018. 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. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 20920-20929.

Sakai, N., Shirasaka, J., Matsui, Y., Ramli, M.R., Yoshida, K., Mohd, M.A., Yoneda, M., 2017. Occurrence, fate and environmental risk of linear alkylbenzene sulfonate in the Langat and Selangor River basins, Malaysia. *Chemosphere* 172, 234-241.

Samadi, M.T., Saghi, M.H., Rahmani, A., Torabzadeh, H., 2009. Zoning of Water Quality of Hamadan Darreh-Morad Beyg River Based on NSFQI Index Using Geographic Information System. *Avicenna Journal of Clinical Medicine* 16, 38-43. (In Persian)

Sharma, B.M., Bečanová, J., Scheringer, M., Sharma, A., Bharat, G.K., Whitehead, P.G., Klánová, J., Nizzetto, L., 2019. 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. *Science of The Total Environment* 646, 1459-1467.

Soleimani Roudi, A., Nasrollahzade Saravi, H., Afraei, M.A., Younesipour, H., 2015. Spatial and Temporal Concentration of Anionic Surfactant of Water in the Southern Caspian Sea. *Journal of Oceanography* 6, 107-114. (In Persian)

Uc-Peraza, R., Delgado-Blas, V., 2015. Acute toxicity and risk assessment of three commercial detergents using the polychaete *Capitella* sp. C from Chetumal Bay, Quintana Roo, Mexico. *International Aquatic Research* 7, 251-261.

Uedeme-Naa, B., George, A., 2019. Comparative Impacts of Linear alkylbenzene Sulfonate (LAS) in the Liver Enzymes of *Clarias gariepinus* Juvenile and Adult. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 7, 19-24.

USEPA 2006. Volunteer Estuary Monitoring Manual, A Methods Manual, Second Edition, Chapter 11: pH and Alkalinity. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of

Wetlands, Washington, DC, USA.

USEPA. 2017. Pesticid science and assessing pesticide risks-technical overview of ecological risk assessment: risk characterization. Washington, DC, USA.

Yavar, M., Rezaei Tavabe, K., Taghav, L., 2018. Investigation of Different Levels of Water Oxidation Reduction Potential (ORP) on Physicochemical Parameters of Water, Blood Biochemical Indices and Cortisol Hormone of the Common Carp (*Cyprinus carpio*). Journal of Fesheries 70, 396-406. (In Persian).