

بررسی تغییرات مکانی - زمانی غلظت سورفاکتانت آنیونی در لایه سطحی آب‌های منطقه جنوبی دریای خزر

عبداله سلیمانی‌رودی^{۱*}، حسن نصراله‌زاده ساروی^۲، محمدعلی افراهی^۳، حوریه یونسی‌پور^۴

۱- هیات علمی، پژوهشگاه اکولوژی دریای خزر، استان مازندران، ساری، پست الکترونیکی: soly_abd@yahoo.com

۲- هیات علمی، پژوهشگاه اکولوژی دریای خزر، استان مازندران، ساری، پست الکترونیکی: hnsaravi@yahoo.com

۳- هیات علمی، پژوهشگاه اکولوژی دریای خزر، استان مازندران، ساری، پست الکترونیکی: mafraei@yahoo.com

۴- پژوهشگاه اکولوژی دریای خزر، استان مازندران، ساری، پست الکترونیکی: younesipourh@yahoo.com

تاریخ پذیرش: ۹۴/۳/۳

* نویسنده مسوول

تاریخ دریافت: ۹۲/۳/۴

© نشریه علمی - پژوهشی اقیانوس‌شناسی ۱۳۹۳، تمامی حقوق این اثر متعلق به نشریه اقیانوس‌شناسی است.

چکیده

هدف از مطالعه حاضر، تعیین غلظت سورفاکتانت آنیونی (آلکیل بنزن سولفونات‌های خطی = LAS) و بررسی نوسانات زمانی و مکانی آن در منطقه جنوبی دریای خزر بود. در بررسی حاضر نمونه‌برداری از ۸ نیم خط عمود بر ساحل در منطقه جنوبی دریای خزر، مشتمل بر آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیرآباد و ترکمن، از لایه سطحی اعماق ۱۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر انجام شد. عملیات نمونه‌برداری در ۴ مرحله به‌طور فصلی (در ماه‌های اردیبهشت، مرداد، آبان و اسفند)، در سال ۱۳۸۹ انجام گرفت. غلظت سورفاکتانت، به روش سابلیشن - متیلن بلو اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد میانگین سالانه غلظت LAS به همراه خطای استاندارد، معادل $0/210 (\pm 0/012)$ میلی‌گرم بر لیتر بود. نیم خط آستارا با میانگین $0/165 (\pm 0/010)$ و نیم خط تنکابن با میانگین $0/226 (\pm 0/031)$ میلی‌گرم بر لیتر، به ترتیب کمترین و بیشترین غلظت این ترکیب را دارا بودند. میانگین LAS از فصل بهار تا فصل زمستان در حال افزایش بوده ($P < 0/05$) و از $(Mean \pm SE)$ $0/153 \pm 0/014$ ، به $0/294 \pm 0/036$ میلی‌گرم بر لیتر رسید. آزمون همبستگی اسپیرمن وجود رابطه خطی منفی بین میزان LAS و درجه حرارت آب را نشان داد ($P < 0/05$)، که این نتیجه با افزایش غلظت LAS در زمستان همخوانی دارد.

کلمات کلیدی: سورفاکتانت، آب، منطقه جنوبی دریای خزر، ایران.

۱. مقدمه

شهری بسیار آسیب‌پذیر باشد. جهت جریان آب این دریاچه از سمت شمال غربی به جنوب شرقی است و ژرفای زیاد آب در کرانه‌های ایران باعث کندی حرکت جریان می‌شود. این عوامل منجر به تجمع انواع آلودگی‌های این دریاچه در سواحل ایران به میزانی بیش از کرانه‌های دیگر کشورها می‌شود (عجم مهر،

بوم‌سامانه خاص دریای خزر آن را زیستگاه جانوران و گیاهان منحصربه‌فردی کرده است. اما در عین حال، سیستم بسته آن موجب شده تا در مقابل آلودگی‌های کشاورزی و صنعتی و

۱۳۸۳). در کشورهای در حال توسعه، فاضلاب‌های شهری و صنعتی از اصلی‌ترین منابع آلوده کننده آب‌ها هستند. استفاده روز افزون از شوینده‌ها در مصارف خانگی و صنعتی باعث افزایش این مواد در فاضلاب‌ها شده است.

شوینده‌ها متشکل از سورفاکتانت‌ها (به عنوان اجزای اصلی)، مواد سازنده، سیلیکات‌های سدیم (ضد خوردگی)، آمین‌ها (ثبیت کننده چرک) و سولفات سدیم (پرکننده) هستند. سورفاکتانت‌ها با کاهش کشش سطحی آب، عمل پاک‌کنندگی را تسریع می‌کنند. سورفاکتانت‌ها از نظر ساختمان شیمیایی مولکول‌هایی نسبتاً بزرگ با ساختاری تقریباً مشابه و دو قطبی هستند. هر مولکول منفرد متشکل از یک گروه قطبی آبدوست (هیدروفیل) و یک شاخه هیدروکربنی غیرقطبی آب گریز (هیدروفوب) و لیپوفیل است (Guang Guo, 2004). بار الکتریکی این دو قسمت نیز متفاوت است و به همین دلیل سورفاکتانت‌ها می‌توانند مواد قطبی و غیرقطبی را جذب کنند (ایماندل، ۱۳۷۵). سورفاکتانت‌ها معمولاً به‌وسیله گروه‌های باردار تقسیم بندی می‌شوند. سورفاکتانت‌های غیریونی در قسمت سر خود بی بار هستند. اگر بار منفی باشد سورفاکتانت آنیونی و اگر مثبت باشد سورفاکتانت کاتیونی به وجود می‌آید. گاهی قسمت سر دارای هر دو بار منفی و مثبت است که به آن آمفوتریک گویم (شمس آرا، ۱۳۸۸). سورفاکتانت‌ها به مقدار کمی در آب محلول بوده و باعث ایجاد کف در آب‌های پذیرنده و تصفیه خانه‌های فاضلاب می‌شوند (Tchobanoglous and Btron, 2004). از عوارض اصلی سورفاکتانت‌ها، کاهش کشش سطحی آب و متعاقب آن کاهش انتقال اکسیژن به آب است (Kowalska, 2008). این ترکیبات باعث تغییر طعم و بوی آب، مرگ آبزیان، اختلال در فرآیندهای تصفیه آب و افزایش هزینه‌های تصفیه می‌شوند. سورفاکتانت‌ها در غلظت‌های بالاتر از ۱ میلی‌گرم در لیتر تولید کف پایدار در سطح آب می‌نمایند و می‌توانند موجب افزایش مصرف اکسیژن محلول در آب و مرگ و میر ماهیان شوند (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۹). بزرگ‌ترین گروه سورفاکتانت‌های آنیونی، LAS^۱ است که حدود ۹۰ تا ۹۷ درصد، توسط باکتری‌ها تجزیه می‌شود و مقادیر آن در فاضلاب خانگی ۳ تا ۲۱ میلی‌گرم در لیتر است (Salvato et al., 2003).

پایشگری سورفاکتانت‌ها و آلاینده‌های دیگر در بسیاری از منابع آبی دنیا به طور منظم انجام می‌گیرد. در دریای خزر در سال‌های ۷۹-۱۳۷۸ در پروژه "هیدرولوژی و هیدروبیولوژی و آلودگی های زیست محیطی اعماق کمتر از ۱۰ متر حوضه جنوبی دریای خزر"، آلاینده‌ها و از جمله سورفاکتانت‌ها، مورد بررسی قرار گرفتند (لالویی و همکاران، ۱۳۸۳). مطالعاتی در خصوص اثرات شوینده‌ها بر پلانکتون‌ها نیز صورت گرفته است (پیری و فلاحی ۱۳۷۶ و ۱۳۷۷؛ فلاحی، ۱۳۸۸). در سال‌های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸، طی دو پروژه جداگانه تحت نام "بررسی آلاینده‌های زیست محیطی (فلزات سنگین، هیدروکربورهای نفتی، سورفاکتانت‌ها و سموم کشاورزی) در سواحل جنوبی دریای خزر"، اندازه‌گیری سورفاکتانت در طول چهار فصل در ترانسکت‌هایی منطبق بر ترانسکت‌های مطالعه حاضر انجام گرفت. در سال ۱۳۸۷، نمونه‌برداری از لایه سطحی اعماق ۵، ۱۰ و ۵۰ متر و در سال ۱۳۸۸، همانند بررسی کنونی، نمونه‌برداری از لایه سطحی اعماق ۱۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر انجام گرفت (واردی و همکاران، ۱۳۹۰؛ نجف پور و همکاران، ۱۳۹۱). در بررسی حاضر که نمونه‌برداری‌های آن در سال ۱۳۸۹ انجام گرفته است، میزان سورفاکتانت (LAS)، در لایه سطحی اعماق ۵۰، ۱۰ و ۱۰۰ متر کرانه جنوبی دریای خزر، مورد بررسی قرار گرفته و هدف از انجام پژوهش تعیین میزان سورفاکتانت و بررسی نوسانات زمانی و مکانی آن در منطقه مطالعاتی و نیز مقایسه داده‌های حاصل با نتایج حاصله از مطالعات قبلی بوده است.

۲. مواد و روش‌ها

منطقه مطالعاتی در کرانه جنوبی دریای خزر (آب‌های ایران)، بین ۳۶ تا ۳۸ درجه عرض شمالی و ۴۸ تا ۵۳ درجه طول شرقی قرار گرفته است. در این محدوده، ۸ ترانسکت (نیم خط) عمود بر ساحل بر اساس معیارهایی از قبیل موقعیت بندرها، رودخانه‌های مهم و منابع آلوده کننده، انتخاب گردید که از غرب به شرق عبارت بودند از: آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیرآباد و ترکمن. روی هر ترانسکت ۳ نقطه در لایه سطحی اعماق ۱۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر به‌عنوان ایستگاه انتخاب گردید. نمونه‌برداری از ایستگاه‌های تعیین شده، در ۴ مرحله به‌طور فصلی در ماه‌های اردیبهشت، مرداد، آبان و اسفند ۱۳۸۹ هجری شمسی با استفاده از کشتی تحقیقاتی گیلان انجام گرفت. از لایه سطحی

^۱ Linear Alkylbenzene Sulfonate

اعماق، ترانسکت‌ها و فصول مختلف نمونه‌برداری، برای داده‌های نرمال شده از ANOVA و آزمون دانکن و برای داده‌های اصلی از آزمون غیرپارامتری کروسکال والیس استفاده گردید. از آزمون اسپیرمن در نرم افزار SPSS، جهت یافتن میزان همبستگی بین غلظت LAS و برخی از فاکتورهای فیزیکوشیمیایی استفاده به عمل آمد.

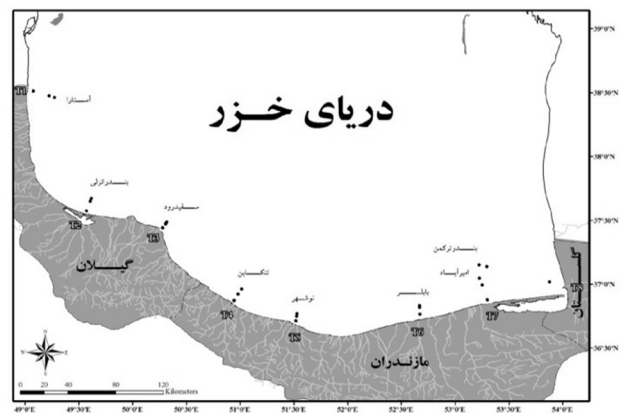
۳. نتایج

بر اساس نتایج بدست آمده، میانگین غلظت سورفاکتانت در فصول بهار، تابستان، پاییز و زمستان ۱۳۸۹ به ترتیب برابر $(Mean \pm SE)$ 0.153 ± 0.070 ، 0.294 ± 0.164 ، 0.216 ± 0.091 ، 0.186 ± 0.072 (با انحراف معیار) میلی گرم بر لیتر و حداکثر میزان این ماده در فصول مذکور به ترتیب برابر 0.330 ، 0.301 ، 0.456 و 0.754 میلی گرم بر لیتر بود. میزان حداقل ثبت شده این ماده در بهار 0.23 میلی گرم بر لیتر بود که در زمستان به 0.135 میلی گرم بر لیتر رسید.

میانگین LAS در اعماق ۱۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر به ترتیب $(Mean \pm SE)$ 0.182 ± 0.082 ، 0.214 ± 0.094 ، 0.232 ± 0.193 میلی گرم بر لیتر و حداکثر ثبت شده این ماده در اعماق فوق به ترتیب 0.365 ، 0.456 و 0.754 میلی گرم بر لیتر بود که نشانگر بالا رفتن ارقام همراه با افزایش عمق است. این در حالی بود که حداقل میزان ثبت شده این ماده این روند را نشان نمی‌داد، به طوری که پایین‌ترین میزان آن در عمق ۱۰۰ متر ثبت شد (0.23 میلی گرم بر لیتر). بالا بودن میزان انحراف معیار در این عمق گویای پراکندگی بیشتر داده‌ها نسبت به دو عمق دیگر است، کما اینکه در بین کلیه داده‌ها، کمترین و بیشترین میزان LAS (به ترتیب 0.23 و 0.754 میلی گرم در لیتر)، هر دو در این عمق ثبت شده‌اند. در عمق ۱۰ متر کمترین میزان انحراف معیار مشاهده شد و دامنه تغییرات داده‌ها در این عمق برابر 0.325 بود.

میانگین LAS در ترانسکت‌های نمونه‌برداری شامل آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیرآباد و ترکمن به ترتیب $(Mean \pm SE)$ 0.215 ± 0.183 ، 0.226 ± 0.107 ، 0.225 ± 0.144 ، 0.190 ± 0.090 ، 0.164 ± 0.035 ، 0.211 ± 0.048 ، 0.223 ± 0.088 ، 0.222 ± 0.147 میلی گرم بر لیتر بود. حداکثر میزان ثبت شده این ماده در ترانسکت‌های مذکور به ترتیب 0.212 ، 0.313 ، 0.657 ، 0.388 ، 0.754 ، 0.456 ، 0.365 و 0.287

هر ایستگاه توسط نمونه بردار نسکین، ۶ لیتر آب گرفته شده و دو لیتر از آن در ظروف شیشه‌ای تیره به آزمایشگاه انتقال یافت.



شکل ۱: موقعیت ترانسکت‌ها و ایستگاه‌های نمونه‌برداری - کرانه جنوبی دریای خزر، ۱۳۸۹

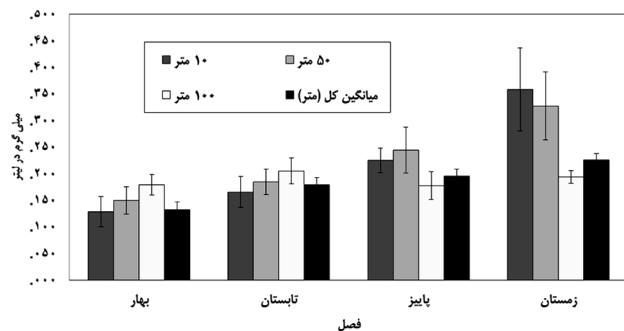
در آزمایشگاه اندازه‌گیری میزان LAS به روش سابلیشن-متیلن بلو، طبق دستور کار ارایه شده در "استاندارد متد" (APHA, 2005)، طی چهار مرحله فیلتراسیون، سابلیشن، حذف اتیل استات و متیلن بلو انجام گرفت. در مرحله نهایی، میزان جذب در طول موج ۶۵۲ نانومتر در اسپکتروفتومتر قرائت گردید و با توجه به معادله خط کالیبراسیون، غلظت LAS بر حسب میلی گرم بر لیتر محاسبه شد.

جدول ۱: فاصله افقی بین ایستگاه‌های واقع در اعماق ۱۰ (A)، ۲۰ (B)، ۵۰ (C) و ۱۰۰ (D) متر در ترانسکت‌های ۱ تا ۸ نمونه‌برداری (بر حسب کیلومتر)

فاصله بین اعماق ۱۰ تا ۲۰ متر		فاصله بین اعماق ۲۰ تا ۵۰ متر		فاصله بین اعماق ۵۰ تا ۱۰۰ متر	
A ₁ → B ₁	۶/۱	B ₁ → C ₁	۵	C ₁ → D ₁	۳/۷
A ₂ → B ₂	۱/۱	B ₂ → C ₂	۹/۳	C ₂ → D ₂	۲/۲
A ₃ → B ₃	۱/۸	B ₃ → C ₃	۱/۸	C ₃ → D ₃	۱/۸
A ₄ → B ₄	۱/۸	B ₄ → C ₄	۵/۶	C ₄ → D ₄	۵
A ₅ → B ₅	۱/۸	B ₅ → C ₅	۳/۷	C ₅ → D ₅	۲/۴
A ₆ → B ₆	۳/۷	B ₆ → C ₆	۵/۶	C ₆ → D ₆	۱/۸
A ₇ → B ₇	۵/۶	B ₇ → C ₇	۷/۴	C ₇ → D ₇	۵/۶
A ₈ → B ₈	۲۲/۲	B ₈ → C ₈	۲۲/۲	C ₈ → D ₈	۳/۷

از نرم افزار Excel ۲۰۰۷ جهت رسم جداول، نمودارها و برخی محاسبات استفاده گردید. تحلیل و توصیف داده‌ها با استفاده از نرم افزار IBM SPSS 21 انجام گرفت. نخست با استفاده از آزمون کولموگراف - اسمیرنوف، داده‌های مربوط به میزان LAS در اعماق، ترانسکت‌ها و فصول مختلف نمونه‌برداری، مورد آزمون نرمال قرار گرفتند. با استفاده از تبدیل (Transform) داده‌های غیر نرمال، تلاش گردید تا داده‌ها به سمت نرمال شدن متمایل گردند. جهت مقایسه میزان LAS در

بیش از سایر اعماق (Mean±SE) (0/191±0/025) بود و در عمق ۱۰۰ متر به پایین‌ترین سطح خود (0/129±0/021) میلی‌گرم بر لیتر) رسید. میانگین کل LAS در این فصل برابر (0/153±0/014) میلی‌گرم بر لیتر بود.



نمودار ۱: میانگین LAS در اعماق مختلف در هر فصل - کرانه جنوبی دریای خزر، ۱۳۸۹

در فصل تابستان، عمق ۵۰ متر با میانگین 0/176±0/032 میلی‌گرم بر لیتر و عمق ۱۰۰ متر با میانگین 0/193±0/016 میلی‌گرم بر لیتر، به ترتیب کمترین و بیشترین میزان LAS را به خود اختصاص دادند. میانگین کل LAS در این فصل برابر 0/186±0/015 میلی‌گرم بر لیتر بود.

در فصل پاییز، میانگین LAS در عمق ۵۰ متر، بیش از سایر اعماق و برابر 0/236±0/037 میلی‌گرم بر لیتر بود و در عمق ۱۰۰ متر در پایین‌ترین سطح خود یعنی 0/186±0/030 میلی‌گرم بر لیتر قرار داشت. میانگین کل LAS در این فصل برابر 0/216±0/019 میلی‌گرم بر لیتر بود (نمودار ۱).

در فصل زمستان، میانگین LAS نسبت مستقیم با افزایش عمق داشت به طوری که از 0/222±0/031 میلی‌گرم بر لیتر، در عمق ۱۰ متر، به 0/258±0/038 میلی‌گرم بر لیتر، در عمق ۵۰ متر و نهایتاً به 0/401±0/087 میلی‌گرم بر لیتر، در عمق ۱۰۰ متر رسید. در این فصل میانگین کل LAS برابر 0/293±0/036 میلی‌گرم بر لیتر بود. مقایسه میانگین کل LAS فصول نمونه‌برداری، بیانگر آن است که میزان این ماده از بهار تا زمستان مرتباً افزایش یافته، به‌طوری‌که از 0/153±0/014 میلی‌گرم بر لیتر، در فصل بهار به 0/293±0/036 میلی‌گرم بر لیتر، در فصل زمستان رسید (نمودار ۱).

بر اساس نمودار ۲، بالاترین میانگین سالانه LAS، در لایه سطحی عمق ۱۰۰ متر ترانسکت نوشهر، و برابر 0/331±0/141 میلی‌گرم بر لیتر بود. این میانگین در سطح اعماق ۵۰ و ۱۰۰ متر ترانسکت‌های انزلی، سفیدرود و تنکابن، عمق ۵۰ متر ترانسکت

و حداقل میزان این ماده به ترتیب 0/123، 0/074، 0/098، 0/040، 0/049، 0/023، 0/074 و 0/155 میلی‌گرم بر لیتر بود. مقایسه ترانسکت‌ها بیانگر آن است که ترانسکت آستارا کمترین و ترانسکت‌های تنکابن و سفیدرود بیشترین میانگین LAS را داشته‌اند. با توجه به میزان انحراف معیار و مقادیر حداقل و حداکثر، بیشترین پراکندگی داده‌ها به ترتیب در ترانسکت‌های نوشهر، بابلسر و سفیدرود وجود داشت به‌طوری‌که دامنه تغییرات داده‌ها در نوشهر به بالاترین میزان یعنی 0/705 رسید. ترانسکت‌های واقع در منتهی علیه شرق و غرب منطقه مطالعاتی (ترکمن و آستارا)، کمترین دامنه تغییرات را به خود اختصاص داده‌اند. میزان انحراف معیار در دو ترانسکت فوق و نیز ترانسکت‌های مجاور آن‌ها، یعنی امیرآباد و انزلی کمتر از 0/1 و در چهار ترانسکت میانی بیشتر از این عدد بوده است.

جهت انجام آمار تحلیلی و استفاده از آزمون‌های پارامتری، نخست از آزمون کولموگراف-اسمیرنوف استفاده به عمل آمد. نتایج نشان داد که داده‌های مربوط به LAS از توزیع نرمال برخوردار نبودند (P<0/05). لذا تغییر شکل^۱ داده‌ها انجام شد و توزیع آن‌ها نرمال گردید (P>0/05).

آنالیز واریانس داده‌های نرمال شده، حاکی از آن بود که توزیع مقادیر LAS در فصول نمونه‌برداری با هم اختلافی معنی‌دار دارند (P<0/05). با استفاده از آزمون دانکن فصول به سه گروه تقسیم شد. فصل بهار در گروه ۱ و فصل زمستان در گروه ۳ قرار گرفتند. جایگاه فصل تابستان در گروه‌های ۱ و ۲ و جایگاه فصل پاییز در گروه‌های ۲ و ۳ بود. توزیع داده‌های تغییر شکل یافته LAS در ترانسکت‌ها و نیز سطح اعماق نمونه‌برداری، اختلاف معنی‌داری نداشت (P>0/05).

آزمون غیرپارامتری کروسکال والیس نتایج مشابهی را نشان داد. به این ترتیب که، توزیع داده‌های اصلی LAS، در فصول مختلف از اختلافی معنی‌دار برخوردار بود (P<0/05) و در سطح اعماق و در ترانسکت‌های نمونه‌برداری اختلاف معنی‌داری وجود نداشت (P>0/05).

با توجه به نمودار ۱، در فصول بهار و تابستان، میانگین کلیه اعماق نمونه‌برداری و در فصل پاییز، میانگین عمق ۱۰ متر، کمتر از 0/2 میلی‌گرم بر لیتر و در سایر نقاط، بین 0/2 تا 0/4 میلی‌گرم بر لیتر بود. در فصل بهار، میانگین LAS در عمق ۵۰ متر،

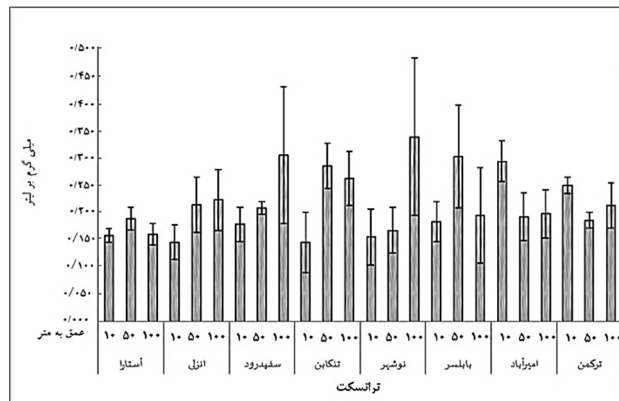
¹ Transform

نيز در اين فاصله زماني روند افزايشي داشت و از ۰/۳۰۱ به ۰/۷۵۴ ميلي گرم بر ليتر رسيد. با توجه به ارقام مذکور، ميانگين كل غلظت LAS در فصل زمستان، نزديك به دو برابر آن در فصل بهار بود و حداكثر ثبت شده اين ماده هم، در طول اين مدت، بيش از دو برابر افزايش داشت. با توجه به ميزان انحراف معيار، پراكندي داده ها در فصل زمستان بسيار بيشتر از سه فصل ديگر بود. آزمون همبستگي اسپيرمن نشان داد كه غلظت LAS با درجه حرارت آب رابطه خطي منفي دارد ($P < 0/05$) و اين نتيجه با افزايش غلظت اين ماده در زمستان همخواني دارد. احتمالا کاهش دماي آب در فصل زمستان، باعث كند شدن فعاليت باكتري هاي تجزيه كننده اين ماده مي گردد. علاوه بر اين، بايد توجه داشت كه نمونه برداري فصل زمستان در اسفند ماه انجام گرفته است و در آستانه نوروز و سال نو، مصرف شوينده ها به اوج خود مي رسد.

مقايسه ميانگين سالانه ارقام مربوط به LAS لايه سطحی اعماق مختلف در هر ترانسكت در سه سال پياپي، مي تواند گويای ابعاد آلودگي کرانه جنوبي دريای خزر به سورفاکتانت ها باشد. در سال ۱۳۸۷، بالاترين ميانگين LAS در ترانسكت انزلی (در سطح ۰/۰۵۵ ميلي گرم بر ليتر) ثبت شد و علاوه بر آن در سه ترانسكت شرقي (بابلسر، اميرآباد و ترکمن) هم اين ميزان بالاتر از ۰/۰۵۰ ميلي گرم بر ليتر بود. در چهار ترانسكت ديگر هم ميانگين غلظت اين ماده بين ۰/۰۴۰ تا ۰/۰۵۰ ميلي گرم بر ليتر بود (واردی و همکاران، ۱۳۸۲). در سال ۱۳۸۸ ترانسكت های تنکابن و سفیدرود، بيشترين ميانگين LAS را دارا بودند و گر چه برخلاف سال قبل از آن، اين ميزان در هيچ ترانسكتي به ۰/۰۵۰ ميلي گرم و بالاتر از آن نرسيد، ولي علاوه بر دو ترانسكت مذکور، در چهار ترانسكت ديگر ميانگين LAS از ۰/۰۴۰ ميلي گرم بر ليتر بيشتر بود. در اين سال ترانسكت اميرآباد با ميانگيني کمتر از ۰/۰۳۰ ميلي گرم بر ليتر در پايين ترين (و البته مطلوب ترين) جايگاه قرار داشت (نجف پور و همکاران، ۱۳۹۱). در بررسی حاضر (سال ۱۳۸۹)، ميانگين LAS در همه ترانسكت ها نسبت به سال های مذکور، بسيار افزايش يافته است. در اين سال در ترانسكت آستارا، كه كمترين ميانگين LAS را نسبت به ساير ترانسكت ها داشته است، اين ميزان بيشتر از ۰/۱۵۰ ميلي گرم بر ليتر بود و در شش ترانسكت (از سفیدرود تا ترکمن) ميانگين اين ماده بيشتر از ۰/۲ ميلي گرم بر ليتر بوده است.

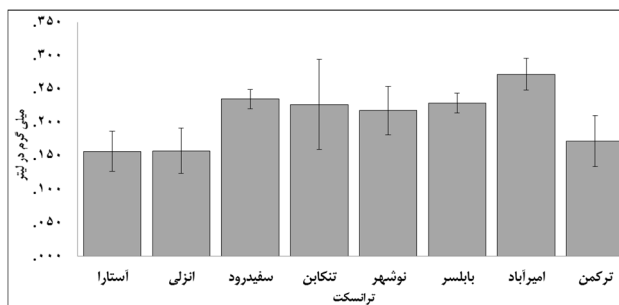
از اثرات زيانبار افزايش غلظت شوينده ها در منابع آبی، بالارفتن سطح فسفات در اين منابع و احتمال وقوع پديده

بابلسر، عمق ۱۰۰ متر ترانسكت ترکمن و عمق ۱۰ متر ترانسكت های اميرآباد و ترکمن، بين ۰/۲ تا ۰/۳ ميلي گرم بر ليتر، و در بقيه نقاط کمتر از ۰/۲ ميلي گرم بر ليتر بوده است.



نمودار ۲: میانگین سالانه LAS در لایه سطحی اعماق مختلف ترانسکت های کرانه جنوبی دریای خزر، ۱۳۸۹

با توجه به نمودار ۳، کمترین غلظت LAS، در ترانسکت های آستارا و انزلی به ترتیب با میانگین های ۰/۱۶۵±۰/۰۱۰ و ۰/۱۹۰±۰/۰۲۶ ميلي گرم بر ليتر وجود داشت. در ترانسكت های ديگر، اين ميانگين بالاتر از ۰/۲ ميلي گرم بر ليتر بود و ترانسكت های تنکابن و سفیدرود به ترتیب با میانگین های ۰/۲۲۶±۰/۰۳۱ و ۰/۲۲۵±۰/۰۴۲ ميلي گرم بر ليتر، بيشترين غلظت اين ماده را دارا بودند.



نمودار ۳: میانگین کل LAS در هر یک از ترانسکت های کرانه جنوبی دریای خزر، سال ۱۳۸۹

۴. بحث و نتیجه گیری

طی بررسی حاضر ميانگين غلظت سورفاکتانت های آنيونی (LAS) در منطقه مطالعاتی، از فصل بهار تا فصل زمستان مداوم در حال افزايش بوده است ($P < 0/05$). اين ميزان از ۰/۱۴±۰/۱۵۳ ميلي گرم بر ليتر، در بهار به ۰/۳۶±۰/۲۹۴ ميلي گرم بر ليتر، در زمستان رسیده است. حداكثر ثبت شده اين ماده

ماهیان بوده و گونه‌های مختلف این موجودات از توان مقاومت متفاوتی در برابر شوینده‌ها برخوردار هستند (ایماندل و همکاران، ۱۳۷۹). مطالعه‌ای در ارتباط با اثر LAS روی ماهی آزاد انجام گرفت و متوسط غلظت کشندگی ۹۶ ساعته این ماده (LC50)، ۵ میلی‌گرم در لیتر محاسبه شد (Pohla and Adam, 1982).

از طرف دیگر شوینده‌ها می‌توانند توسط باکتری‌ها تجزیه شوند و چندین نوع باکتری قادر به معدنی کردن LAS تحت شرایط هوازی هستند و در شرایط بی هوازی نیز به مقدار کم تجزیه می‌شود (Cha Fan et al., 2009; Sharvelle et al., 2007; Salvato et al., 2003). مطالعه‌ای جهت بررسی نقش باکتری‌های جنس سودومونا و آئرومونا در تصفیه پساب واحدهای تولید کننده مواد شوینده بر اساس آلکیل بنزن سولفونات‌های خطی، انجام شد که در این آزمایش، مجموعه باسیل‌های گرم منفی توانست ۸۸ درصد LAS را طی ۸ روز تجزیه کنند (تقوی پوریان و نهایی، ۱۳۸۴).

بر اساس نتایج بدست آمده طی بررسی حاضر، میانگین کل غلظت آلکیل بنزن سولفونات‌های خطی (LAS) ایستگاه‌های واقع در لایه سطحی کرانه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹، معادل 0.12 ± 0.210 میلی‌گرم بر لیتر بود. این میانگین در مطالعه سال‌های ۷۹-۱۳۷۸، برابر 0.19 (لالویی و همکاران، ۱۳۸۲)، در سال‌های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ معادل 0.050 (واردی و همکاران، ۱۳۹۰؛ نجف پور و همکاران، ۱۳۹۱) گزارش شده است. مقایسه ارقام فوق موید آن است که میانگین غلظت LAS در سال‌های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸، نسبت به سال‌های ۷۹-۱۳۷۸، بیش از دو برابر شده و در مطالعه کنونی این میانگین نسبت به مطالعات اخیر، چهار برابر رشد را داشته است.

طبق اعلام سازمان حفاظت محیط زیست ایران، استاندارد تخلیه شوینده‌ها به آب‌های سطحی، $1/5 \text{ mg/l}$ و به آب‌های زیرزمینی $0/5 \text{ mg/l}$ است و برای مصارف کشاورزی هم حد $0/5 \text{ mg/l}$ تعیین شده است. موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران در استاندارد شماره ۱۰۵۳ خود (۱۳۷۵)، حداکثر مقدار مطلوب پاک کننده‌ها در آب آشامیدنی را $0/1$ و حداکثر مقدار مجاز آن را $0/2$ میلی‌گرم بر لیتر تعیین کرده است. شرکت آب و فاضلاب تهران هم در سال ۱۳۸۵، حداکثر مجاز شوینده‌ها در آب آشامیدنی را، $0/2$ میلی‌گرم در لیتر تعیین نمود. با توجه به نتایج حاصل از بررسی حاضر، غلظت سورفاکتانت‌ها در برخی از نقاط، با حدود غلظت‌هایی از LAS که طبق مطالعات فوق می‌تواند

یوتریفیکاسیون است (Tadros, 2005). در سواحل جنوبی دریای خزر در تابستان ۱۳۸۸، یک شکوفایی^۱ جلبکی اتفاق افتاد که عامل آن گونه *Nodularia spumigena* از سیانوفیتا بود که میانگین تراکم آن 5830 filament/ml گزارش گردید و در تابستان ۱۳۸۹ این شکوفایی دوباره تکرار گردید (Nasrollahzadeh et al., 2011). با توجه به این که افزایش سیانوفیتا وابستگی زیادی به میزان فسفر موجود در آب دارد، نقش سورفاکتانت‌ها در این میان، قابل بررسی است و نیاز به مطالعه بیشتری دارد.

مطالعاتی در ارتباط با غلظت‌های مرگ آور LAS روی جانوران آبزی انجام شده است، اما در رابطه با اثرات درازمدت سورفاکتانت‌ها روی جوامع طبیعی زئوپلانکتون‌ها و بی مهرگان، بررسی‌های اندکی صورت گرفته است (Lewis, 1991). گزارش Chattoadhyay و Konar (۱۹۸۵) حاکی از آن است که استراکود، روتیفر و شیرونومید بعد از ۹۰ روز که در معرض غلظتی از LAS به میزان $0/38$ تا $1/10$ میلی‌گرم در لیتر قرار گرفته بودند، تاثیرات مضر آن را نشان دادند. زئوپلانکتون‌ها در غلظت $0/51$ تا $1/10$ میلی‌گرم بر لیتر به طور معنی داری کاهش پیدا کرده بودند. Huber و همکاران (۱۹۸۷) گزارش نمودند که LAS با غلظت ۵ میلی‌گرم بر لیتر، بعد از ۸ هفته روی تولید تخم و مراحل رشد سیکلوپود^۲ تاثیرات مضر گذاشته‌اند. کلادوسرا بعد از این که در معرض 10 میلی‌گرم بر لیتر از LAS قرار گرفت، این تاثیرات را نشان داد. در مطالعه‌ای که روی اثرات سمی حاد و مزمن آلکیل بنزن سولفونات‌های خطی روی گونه *Acartia tonsa* که یک کوپه پود دریایی می‌باشد و به آلودگی حساس است، با دو شوری 18% و 28% انجام گرفت. میانگین غلظت مرگ آور ۴۸ ساعته این ماده (LC50)، به ترتیب $2/1$ و $8/8$ میلی‌گرم بر لیتر بود. در همین مطالعه در یک آزمایش ۸ روزه، تاثیرات LAS روی مراحل رشد و بقای لاروها، در غلظت بین $0/2$ و $0/3$ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمد (Kusk and Petersen, 1997). شایان ذکر است این گونه در مطالعات سال‌های بعد از ۱۳۸۰ تاکنون، همواره در بین زئوپلانکتون‌های کرانه جنوبی دریای خزر به عنوان گونه غالب مطرح بوده است (روشن طبری و همکاران، ۱۳۹۱). گزارش‌های تایید نشده حاکی از آن است که مواد شوینده، یکی از عوامل اصلی در کاهش

¹ Bloom

² Cyclopod

۷۶-۲، موسسه تحقیقات شیلات ایران.
 عجم مهر، م.، ۱۳۸۳. نام‌های دریای خزر و کاسپین، ماهنامه علمی پیام
 دریا، شماره ۱۳۱-۱۳۳، آذر ۱۳۸۳.
 فلاحي، م.، ۱۳۷۷. گزارش پایانی پروژه آزمایشگاهی اثر شوینده‌ها
 (آلکیل بنزن سولفونات خطی) بر روی تغییر برخی پلانکتون‌های
 تالاب انزلی، مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان.
 لالویی، ف. و همکاران، ۱۳۸۳. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی و
 آلودگی‌های زیست محیطی اعماق کمتر از ۱۰ متر حوضه جنوبی
 دریای خزر، گزارش نهایی پروژه، کد پروژه: ۱۰-۰۷۱۰۱۴۲۰۰۰-۷۷،
 موسسه تحقیقات شیلات ایران.
 نجف پور، ش. و همکاران، ۱۳۹۱. بررسی آلاینده‌های زیست محیطی
 (فلزات سنگین، هیدروکربون‌های نفتی، سورفاکتانت‌ها و سموم
 کشاورزی) در سواحل جنوبی دریای خزر، گزارش نهایی پروژه، کد
 پروژه: ۸۹۱۸۸-۸۹۱۶-۱۲-۷۶-۱۴. موسسه تحقیقات شیلات
 ایران.
 نجف پور، ش. و همکاران، ۱۳۹۳. بررسی خصوصیات فیزیکوشیمیایی
 منطقه جنوبی دریای خزر، گزارش نهایی پروژه، موسسه تحقیقات
 شیلات ایران.
 نصراله زاده، ح. و همکاران، ۱۳۹۳. تعیین میزان آلاینده‌های فلزی (آب،
 رسوب و ماهی) در منطقه جنوبی دریای خزر، گزارش نهایی
 پروژه، کد پروژه: ۸۹۱۰۳-۸۹۰۶-۱۲-۷۶-۱۲، موسسه تحقیقات
 شیلات ایران.
 واردی، ابراهیم و همکاران، ۱۳۹۰. بررسی آلاینده‌های زیست محیطی
 (فلزات سنگین، هیدروکربون‌های نفتی، سورفاکتانت‌ها و سموم
 کشاورزی) در سواحل جنوبی دریای خزر، گزارش نهایی پروژه،
 کد پروژه: ۸۶۰۸۸-۸۶۰۵-۱۲-۷۶-۱۲، موسسه تحقیقات شیلات
 ایران.
 APHA (American Public Health Association), 2005.
 Standard methods for the examination of water and
 waste water, American Public Health Association.
 Ch Fan, F.Ch.; Chang, Ch.H.; Ko, Y.Sh.; Sheu, Ch.J.;
 Teng, T.Ch., 2009. Urban pollutant removal by a
 constructed riparian wetland before typhoon damage
 and after reconstruction, ecological engineering 3; 34:
 424-430.
 Chattopadhyay, D.N., Konar, S.K., 1986a. Acute and
 chronic effects of linear alkyl benzene sulfonate on

برای موجودات آبزی مضر باشند، فاصله چندانی ندارد. این
 نکته حائز اهمیت است که گر چه LAS تا حد زیادی توسط
 میکروارگانیزم‌های موجود در محیط تجزیه می‌شود ولی در
 غلظت‌های بالا، علاوه بر اثرات مضر که روی پلانکتون‌ها و
 نکتون‌ها دارد، قادر است متابولیسم باکتری‌ها را هم مختل کند و
 موجب کندی اعمال آن‌ها گردد (Dakay et al., 1981; Sharvelle
 et al., 2007) و در نتیجه روند خودپالایی را کم اثر سازد. علاوه
 بر آن اثر ترکیبی LAS و آلاینده‌های دیگر موجود در کرانه
 جنوبی دریای خزر نظیر هیدروکربون‌های نفتی، فلزات سنگین و
 آفت کش‌ها، که می‌تواند عوارض ناشی از آن‌ها را افزایش دهد،
 باید مورد توجه قرار گیرد.

منابع

ابراهیمی، ا.؛ احرامپوش، م.؛ سمایی، م.؛ غلمانی، و.؛ طالبی، پ.؛ دهقان،
 م.؛ هنردوست، ع.؛ شاهسونی، ا.، ۱۳۸۹. بررسی راندمان حذف
 آلکیل بنزن سولفونات خطی (LAS) در برکه‌های تثبیت فاضلاب
 شهر یزد، نشریه آب و فاضلاب، شماره ۴.
 ایماندل، ک.، ۱۳۷۵. گندزدها و ضدعفونی‌کننده‌ها و کاربرد آن‌ها در
 بهداشت محیط زیست، تهران، آینه کتاب.
 ایماندل، ک.؛ پیری، م.؛ فلاحي، م.؛ تیزکار، م.، ۱۳۷۹. تعیین حداقل
 میزان کشندگی دترجنت آبیونی خطی بر روی دو گونه ماهیان
 استخوانی تالاب انزلی (سیم و سفید)، سومین همایش ملی بهداشت
 محیط، کرمان، ۱۸ صفحه.
 پیری، م.؛ فلاحي، م.، ۱۳۷۶. بررسی تاثیر شوینده‌ها بر مرگ و میر دافنیا
 ماگنا، مجله علمی شیلات ایران، شماره ۴، سال ششم، صفحات
 ۱۰-۱.
 پیری، م.؛ فلاحي، م.، ۱۳۷۷. بررسی تاثیر شوینده‌ها بر مرگ و میر
 میکروسیکلوپس، مجله علمی شیلات ایران، شماره ۴، سال هفتم،
 صفحات ۸۲-۶۹.
 تقوی پوریان، آ.؛ نهایی، محمدرضا، ۱۳۸۴. استفاده از باکتری‌ها در
 تجزیه آلکیل بنزین سولفونات‌های خطی موجود در پساب
 واحدهای تولید کننده مواد شوینده، مجله پزشکی دانشگاه علوم
 پزشکی تبریز، بهار ۱۳۸۴، شماره ۲۷ (۱) صفحات ۲۱-۲۵.
 روشن طبری، م.؛ همکاران، ۱۳۹۱. بررسی تنوع، زیتوده و فراوانی
 زئوپلانکتون در منطقه جنوبی دریای خزر، پژوهشکده اکولوژی
 دریای خزر، گزارش نهایی پروژه. کد پروژه: ۸۷۰۳۵-۸۶۰۵-۱۲-

- Lewis, M.A., 1991. Chronic and sublethal toxicities of surfactants to aquatic animals: a review and risk assessment. *Water Research*, 25 (1): 101-113.
- Nasrollahzadeh, H.S.; Makhloogh, A.; Pourgholam, R.; Vahedi, F.; Qanqermeh, A.; Foong, S.Y., 2011. The study of *Nodularia spumigena* bloom event in the southern Caspian Sea, *Applied Ecology and Environmental Research*, 141-155.
- Pohla, G.; Adam, H., 1982. Influence of the an ionactive detergent (LAS) on the head-epidermis og juvenile rainbow trout, *Zoology*, 209(1-2): 97-110.
- Salvato, J.; Nemerow, N.; Agardy, F., 2003. *Environmental engineering*, 5th edition, John Wiley Incorporation, USA.
- Sharvelle, S.; Lattyak, R.; Banks, M., 2007. Evaluation of biodegradability and biodegradation kinetics for anionic, nonionic, and amphoteric surfactants July, *Journal of Water, Air and Soil Pollution*, 183: 177-186.
- Tadros, T.H., 2005. *Applied surfactants: Principles and application* copyright, 1st Edition Wiley-VCH Verlag, Wienhiem.
- Tchobanoglous, G.; Btron, F., 2004. *Wastewater engineering*, 4th Edition, McGraw Hill, Metclf and Eddy Incorporation, New York.
- fish, plankton and worm. *Environment Ecology*, 3: 258-262.
- Dákay, M.; Fodor, F.; Nikodemusz, I., 1981. Effect of synthetic detergents on the formazan of varios environmental ha bacteria, *Zentralbl Bakteriol Mikrobiol Hyg B*. 1981 ;174 (1-2):121-4, [Article in German].
- Guang Guo, Y., 2004. Behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment, *International Journal of Environment*, 32: 417-431.
- Huber W., Zieris F.J., Feind, D.; Neugebaur, K., 1987. Ecotoxicological evaluation of environmental chemicals by means of aquatic model ecosystems, Report 03-7314-0. Bundesministerium fuer Forschung und Tech- nologic.
- Kowalska, I., 2008. Surfactant removal from water solutions by means of ultrafiltration and ion exchange. *Desalination*, 221: 351-357.
- Kusk, K.O.; Petersen, S., 1997. Acute and chronic toxicity of tributyltin and linear alkylbenzene sulfonate to the marine copepod *Acartia tonsa*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 1629-1633.