Journal of Health

Vol. 12, No. 1, Spring 2021, Pages 60-73

Distribution and Ecological Risk Assessment of Linear Alkylbenzene Sulphonates (LASs) in Anzali International Wetland

Jaffari F, Hassanzadeh N*

Department of Environmental Sciences, Faculty of Environment and Natural Resource, Malayer University, Malayer, Iran

**** Corresponding author.*** Tel: +988133339841, Fax: +988132355330, E-mail: n.hassanzadeh@malayeru.ac.ir

Received: Jan 22, 2019 Accepted: Nov 3, 2019

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]

[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]

[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

ABSTRACT

Background & objectives: LAS is a major component of household and industrial detergents, which has caused many problems in the biological and non-biological sectors during the last decade due to the discharge of raw urban sewage into aquatic ecosystems. Considering the importance of this issue, the present study examines the concentration, distribution and evaluation of the ecological risk of this pollutant in the Anzali International Wetland.

Methods: 50 stations from Anzali wetland water were selected for sampling. After measuring some water qualitative factors such as temperature, acidity, electrical conductivity and dissolved oxygen at the sampling site, samples were transferred to the laboratory and analysis and extraction of samples was performed using Methylene Blue method. Statistical analysis was performed using SPSS-22 software, pollution concentration zoning map using the conventional kriging method in ArcGIS 10.3 software and LAS risk estimation calculations using RQ formula in Excel software.

Results: Based on research findings, LAS concentration was in the range of 0.01-3.93 mg/L. The highest concentration of LAS was observed in stations of central and eastern part of the wetland and the lowest concentrations in western and Siyah Kashim stations. The results of calculating the risk assessment (RQ) and the zoning of this pollutant showed a higher risk in many areas of the wetlands.

Conclusion: Considering the high concentrations of LAS in most areas of Anzali Wetland, it is necessary to pay more attention to management of urban wastewaters discharge and treatment of municipal wastewater of Anzali port and its adjacent areas and to control the entry of raw wastes into the wetland.

Keywords: Anzali Wetland; Detergents; Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS); Ecological Risk

پراکنش و ارزیابی خطر اکولوژیک آلکیل بنزن سولفانات‌های خطی (LASs) در تالاب بین المللی انزلی

*فائزه جعفری، نسرین حسن‌زاده**

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

* نویسنده مسئول. تلفن: ۰۸۱۳۳۳۳۹۸۴۱ فکس: ۰۸۱۳۲۳۵۵۳۳۰ ایمیل: n.hassanzadeh@malayeru.ac.ir

چکیده

زمینه و هدف: LAS جزءِ اصلی مواد شوینده خانگی و صنعتی است که در دهه گذشته به دلیل تخلیه فاضلاب‌های شهری خام به اکوسیستم‌های آبی، مشکلات زیادی را در بخش‌های زیستی و غیرزیستی اکوسیستم آبی به وجود آورده است. با توجه به اهمیت این مسئله، مطالعه حاضر به بررسی غلظت، پراکنش و ارزیابی ریسک اکولوژیک این آلاینده در تالاب بین‌المللی انزلی پرداخته است.

روش کار: ۵۰ ایستگاه از آب تالاب انزلی جهت نمونه برداری انتخاب شد. پس از اندازه‌گیری برخی از فاکتورهای کیفی آب از جمله دما، اسیدیته، هدایت الکتریکی، و اکسیژن محلول در محل نمونه برداری، نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل و با استفاده از روش متیلن بلو، آنالیز و استخراج نمونه‌ها انجام شد. تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم افزار SPSS-22، نقشه پهنه‌بندی غلظت آلاینده با استفاده از روش کریجینگ معمولی در نرم افزار ArcGIS-10.3 و محاسبات ارزیابی ریسک LAS با استفاده از فرمول RQ در برنامه Excel انجام گرفت.

یافته‌ها: یافته‌های پژوهش، دامنه غلظت LAS را ۳/۹۳- ۰/۰۱ میلی‌گرم بر لیتر نشان داد. بیشترین غلظت LAS در ایستگاه‌های بخش مرکزی و شرقی تالاب و کمترین غلظت آن در ایستگاه‌های غربی و سیاه کشیم مشاهده شد. نتایج محاسبه ارزیابی ریسک (RQ) و پهنه‌بندی این آلاینده، ریسک زیاد را در بسیاری از مناطق تالاب نشان داد.

نتیجه گیری: با توجه به غلظت بالای LAS در اکثر نقاط تالاب انزلی، لزوم توجه بیشتر به مدیریت تخلیه و تصفیه فاضلاب‌های شهری بندر انزلی و مناطق همجوار آن و کنترل ورود فاضلاب‌های خام به داخل تالاب ضروری به نظر می‌رسد.

واژه های کلیدی: تالاب انزلی، شوینده‌ها، آلکیل بنزن سولفانات خطی (LAS)، ریسک اکولوژیک

دریافت: ۱۳۹۷/۱۱/۲ **پذیرش:** ۱۳۹۸/۸/۱۲

مقدمه

امروزه آنچه که بیشتر از همه سلامت اکوسیستم‌های آبی را در معرض آسیب قرارداده است ورود فاضلاب‌های شهری، صنعتی و خانگی است که دارای مقادیر زیادی از دترجنت‌ها (شوینده‌ها) هستند (۱). یکی از مهم‌ترین اجزای شوینده‌ها، سورفاکتانت‌ها[1] هستند که ۱۵ تا ۴۰ درصد از کل فرمولاسیون مواد شوینده را تشکیل می‌دهند (۲). سورفکتانت‌ها ترکیبات فعال سطحی هستند که از بخش‌های قطبی و غیرقطبی تشکیل شده‌اند. این ترکیبات به دلیل ویژگی‌های فعال سطحی منحصر به فرد، به طور گسترده در تولید مواد شوینده و پاک‌کننده و محصولات آرایشی و بهداشتی مورد استفاده قرار

[1] Surfactants

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

گرفته‌اند، بنابراین جزء عمده فاضلاب‌های شهری محسوب می‌شوند (۱،۳). سورفاکتانت‌ها دارای خاصیت کف‌کنندگی، امولسیون‌کنندگی، انحلال، پراکنندگی و پاک‌کنندگی هستند. خواص مذکور به سورفاکتانت‌ها قابلیت تطبیق‌پذیری عالی و امکان استفاده در بسیاری از کاربردها از جمله محصولات دارویی، فرمولاسیون مواد شوینده، محصولات مراقبت شخصی، عملیات فلزکاری، غذا، صنایعی مانند نساجی، رنگ، پلیمر، فرمولاسیون آفت‌کش‌ها، معدن‌کاری، استخراج روغن و خمیرکاغذ و بسیاری از کاربردهای دیگر را می‌دهد (۶-۴).

سورفاکتانت‌ها عمدتاً از چهار نوع آنیونی، غیریونی،کاتیونی و آمفوتریک هستند (۷). آلکیل بنزن سولفانات خطی (LAS) رایج‌ترین سورفاکتانت آنیونی مورد استفاده در مواد شوینده خانگی و صنعتی، به‌دلیل تجزیه‌پذیری، هزینه کمتر و کارایی بالاتر است که شامل یک حلقه بنزن متصل به یک زنجیره آلکیل خطی و سولفونات در موقعیت پارا است و ۴۰ درصد کل سورفاکتانت‌ها را تشکیل می‌دهد. زنجیره آلکیل خطی معمولاً ۱۰ تا ۱۴ اتم کربن دارد. پس از استفاده، LASs به سیستم‌های تصفیه فاضلاب و یا مسقیماً به منابع آب سطحی وارد می‌شوند (۸،۹).

ورود، توزیع و پراکنش این ترکیبات در منابع آبی، منجر به بروز صدمات مختلفی در بخش‌های مختلف زیستی و غیرزیستی اکوسیستم‌های آبی شده است. در بخش غیرزیستی سورفاکتانت‌ها سبب کاهش کشش سطحی آب و متعاقب آن کاهش انتقال اکسیژن به آب، اختلال در فرایندهای تصفیه آب از جمله اختلال در فرایندهای انعقاد و ته نشینی، افزایش هزینه‌های تصفیه، تغییر طعم و بو، ایجاد کف در سطح آب، اختلال در فتوسنتز، افزایش رشد جلبک‌ها و گیاهان آبزی، تخریب و انهدام اکوسیستم‌ها، وقوع پدیده یوتریفیکاسیون به جهت افزایش فسفات، افزایش انحلال سایر آلاینده‌های شیمیایی از جمله هیدروکربن‌های نفتی و فلزات سنگین و افزایش pH و سطح کلرین و ترکیبات ارگانوکلره شده‌اند (۵، ۷-۱۱).

از اثرات LAS در بخش زیستی می‌توان تغییر حالت و کیفیت پروتئین، اختلال در متابولیسم باکتری‌ها، اثرات مهارکنندگی مستقیم و شدید بر روی رشد، تولیدمثل و فعالیت فیزیولوژیکی موجودات آبزی، مرگ و میر آبزیان به ویژه ماهی‌ها، کاهش جمعیت پلانکتون‌ها، زئوپلانکتون‌ها و موجودات کف‌زی را نام برد (۳-۵، ۸، ۱۲). سرنوشت محیطی و توزیع LAS و محصولات حاصل از تخریب آن، از جمله سولفوفنیل کربوکسیلات‌ها[1] در آب و رسوب در سال‌های اخیر علت نگرانی‌ها بوده و مطالعات زیادی به بررسی غلظت LASs در آب (۱۳،۱۴)، رسوب (۱۷-۱۵) و خاک (۱۸) پرداخته‌اند. بنابراین، ترکیب آنالیز فضایی و کمی LAS در شناسایی وقوع و پراکنش LAS در مقیاس حوزه‌های آبخیز، مفید بوده و می‌تواند از تصمیم‌گیرندگان برای اقدامات متقابل موثر حمایت کند.

در بین اکوسیستم‌های آبی ایران، تالاب انزلی یکی از ۱۰ تالاب ارزشمند در جهان و جزء ۲۲ تالاب بین‌المللی در ایران است که در سال ۱۹۷۵ در کنوانسیون رامسر به ثبت رسیده است (۱۹). به دلیل اهمیت اکولوژیکی، زیستی و اقتصادی این تالاب و از طرف دیگر تخلیه مستقیم حجم زیادی از فاضلاب‌های خانگی، صنعتی، کشاورزی و آلاینده‌های متنوع به این اکوسیستم ارزشمند، تحقیق حاضر با هدف تعیین غلظت و ارزیابی ریسک اکولوژیک آلاینده آلکیل بنزن سولفانات خطی (LAS) و پهنه‌بندی ریسک آلاینده و مقایسه آن با استاندارد سازمان حفاظت از محیط زیست ایران در تالاب بین‌المللی انزلی انجام شد.

[1] Sulfophenyl Carboxylates

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

روش کار

منطقه مورد مطالعه

تالاب بین‌المللی انزلی با مساحت تقریبی ۲۰۰km^2 و مساحت حوزه آبخیز ۳۷٤/۰۰۰ هکتار در جنوب غربی دریای خزر قرار دارد و شامل ٤ بخش شرقی، غربی (آبکنار)، جنوب (سیاه کشیم) و مرکزی است (۱۷،۲۰). این تالاب از شمال به دریای خزر، از شرق به پیربازار، از غرب به کپورچال و آبکنار و از جنوب به صومعه‌سرا و بخش‌هایی از شهرستان رشت مربوط می‌شود. در بخش شرقی تالاب به دلیل پراکندگی و گسترش صنایع و فعالیت‌های کشاورزی و نیز ورود فاضلاب‌های شهری، مواد آلاینده زیادی وارد تالاب می‌شود و در وضعیت بحرانی قرار دارد. این مشکل در پایین‌دست منطقه پیربازار و کانال نزدیک بندر انزلی به جهت این که فاضلاب شهری وارد آن می‌شود، قابل توجه است. بخش مرکزی متاثر از پساب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های روستایی است و به دلیل تردد قایق‌ها دچار صدمات محیط زیستی جدی شده است. بخش غربی، تنها بخشی است که فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی پراکنش چندانی ندارد. رشد و توسعه شهرها و شهرک‌های صنعتی بدون مکان‌یابی صحیح، از عوامل اصلی تهدیدکننده تالاب انزلی و از منابع مهم آلودگی آب تالاب می‌باشد. مانند منطقه طالب‌آباد که در حد فاصل تالاب و دریای خزر (فاصله بین بندر انزلی و حسن رود) قرار دارد. صنایع متفاوت نظیر فولادسازی، لاستیک‌سازی، سرامیک‌سازی، پلاستیک‌سازی و صنایع شیر مستقر در شهرهای رشت، انزلی، فومن و صومعه‌سرا منابع مختلف آلاینده به‌شمار می‌روند. پساب تمامی این صنایع به درون رودخانه‌ها ریخته و در نهایت وارد تالاب می‌شود. رودخانه‌های زرجوب و گوهررود (از سرشاخه‌های رودخانه پیربازار که از داخل شهر عبور می‌کنند) منابع اصلی ورود فاضلاب شهری و صنعتی در تالاب انزلی هستند (۱۹).

نمونه برداری

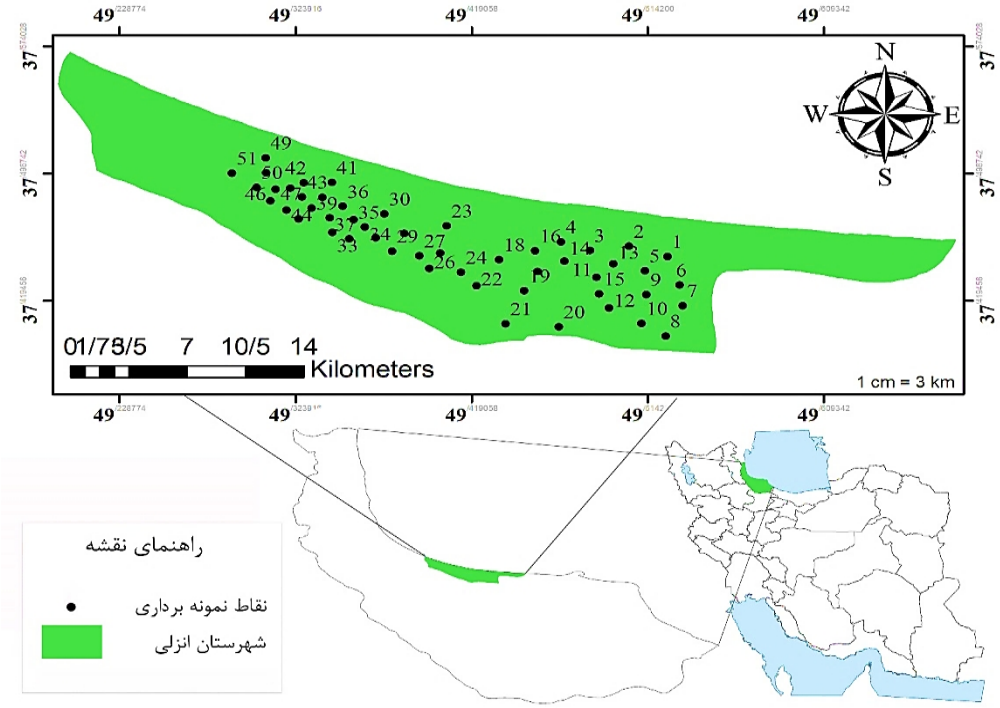
این مطالعه از نوع پژوهشی بوده و در بهار ۱۳۹۸ در تالاب انزلی انجام شده است. جهت نمونه‌برداری ۵۰ ایستگاه در تالاب انزلی (بخش شرقی، مرکزی، غربی و جنوبی) و محدوده اطراف تالاب بر اساس کاربری‌های مختلف، ورودی‌های فاضلاب و کانال‌هایی که از شهرهای رشت، صومعه‌سرا و بندر انزلی وارد تالاب می‌شدند، انتخاب شد. نمونه برداری از ستون آب و با ۳ تکرار انجام شد. نمونه‌های آب پس از قرارگرفتن در ظروف پلی اتیلنی ۱ لیتری که از قبل اسیدشویی شده و با آب مقطر نیز شستشو داده شده بودند، بلافاصله در داخل یخ به آزمایشگاه منتقل شدند تا هرچه سریع‌تر جهت آنالیز آماده شوند. همچنین موقعیت مکانی نقاط نمونه‌برداری با استفاده از دستگاه GPS برداشت گردید (شکل ۱) و برخی از فاکتورهای کیفی آب از جمله دمای آب (T)، اسیدیته (pH)، هدایت الکتریکی (EC) و اکسیژن محلول (DO) در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد.

استخراج و آنالیز شیمیایی LAS

در آزمایشگاه اندازه‌گیری میزان LAS به‌روش سابلیشن- متیلن بلو طبق دستورکار ارائه شده در کتاب «استاندارد متد» طی ٤ مرحله فیلتراسیون، سابلیشن، حذف حلال اتیل استات و متیلن بلو صورت گرفت (۲۱). در مرحله نهایی ۵۰ سی سی از نمونه در قیف دکانتور وارد شد و بعد از افزودن ۱۲/۵ سی سی محلول متیلن بلو، ۵۰ سی سی کلروفرم اضافه شد و به مدت ۳۰ ثانیه به شدت تکان داده شد و سپس به مدت ۳ دقیقه به حال خود رها شد تا فاز آبی و فاز آلی (لایه زیرین) از هم تفکیک شد و سپس فاز آلی (کلروفرم) جمع‌آوری شد. این عمل ۲ بار دیگر با ۵ سی سی کلروفرم تکرار شد. در نهایت کل فاز آلی جمع‌آوری و به حجم ۱۵ سی سی رسانده شد و بعد از ۱۰ دقیقه با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۶۲۵ نانومتر، مقدار جذب قرائت شد. از طریق

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

معادلـه خـط کالیبراسـیون، غلظـت LAS برحسـب میلی‌گرم بر لیتر محاسبه شد.



شکل ۱. موقعیت مکانی ایستگاه‌های نمونه برداری در تالاب انزلی

محاسبات آماری

محاسـبات آمـاری بـا اسـتفاده از نـرم افـزارهـای Excel-2007 و SPSS-22 صـورت گرفـت. جهـت بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون شاپیرو- ویلـک استفاده شد. نتایج آزمون آماری نرمال بودن داده‌هـا را تایید کرد (Sig =۰/۰۶). به جهت بررسی رابطه بین غلظـت LAS و برخـی از فاکتورهـای کیفـی آب از آزمون همبستگی اسپیرمن استفاده شـد. همچنـین جهت پهنـه‌بنـدی غلظـت آلاینـده از روش کریجینـگ معمولی[1] در نرم‌افزار ArcGIS-10.3 استفاده شد.

ارزیابی ریسک اکولوژیک LAS

ارزیابی ریسک اکولوژیـک بـا محاسـبه شـاخص RQ[2] برای LAS اندازه‌گیری شده در نمونه آب انجام شد. RQ با تقسیم حداکثر غلظت مـاده آلاینـده (MC) بـر غلظت‌های بدون اثر پیش‌بینی شده آلاینده (PNEC) محاسبه شد (۲۲).

رابطـه ۱) $RQ = MC/PNEC$

PNEC با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد:

رابطه ۲) $PNEC = (EC_{50} \text{ or } LC_{50}) /AF$

که در آن EC_{50}[3] (غلظت موثر، کـاهش یـک فرآینـد بیولـوژیکی بـه میـزان ۵۰ درصـد) و LC_{50}[4] (غلظـت کشنده، کشتن ۵۰ درصـد از موجـودات زنـده) و AF فـاکتور ارزیـابی اسـتاندارد کـه جهـت مطالعـات کوتاه‌مدت و در آب‌های شیرین ۱۰۰۰ در نظر گرفته می‌شود. بر اساس مطالعات سم‌شناسی کـه در ارتبـاط با LAS در محیط‌های آبی انجـام شـده اسـت مقـدار PNEC، ۰/۲۷ بـرآورد گردیـده اسـت کـه در ایـن مطالعـه نیـز از ایـن عـدد جهـت محاسـبات اسـتفاده

[1] Ordinary Kriging Method
[2] Risk Quotient
[3] Effective Concentration
[4] Lethal Concentration

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

می‌شود. ارزیابی ریسک اکولوژیک در ارگانیسم‌های آبزی در ۳ طبقه قرار می‌گیرد: کم‌خطر (RQ<۰/۱)، خطر متوسط (۰/۱>RQ >۱) و خطر زیاد (RQ≥۱).

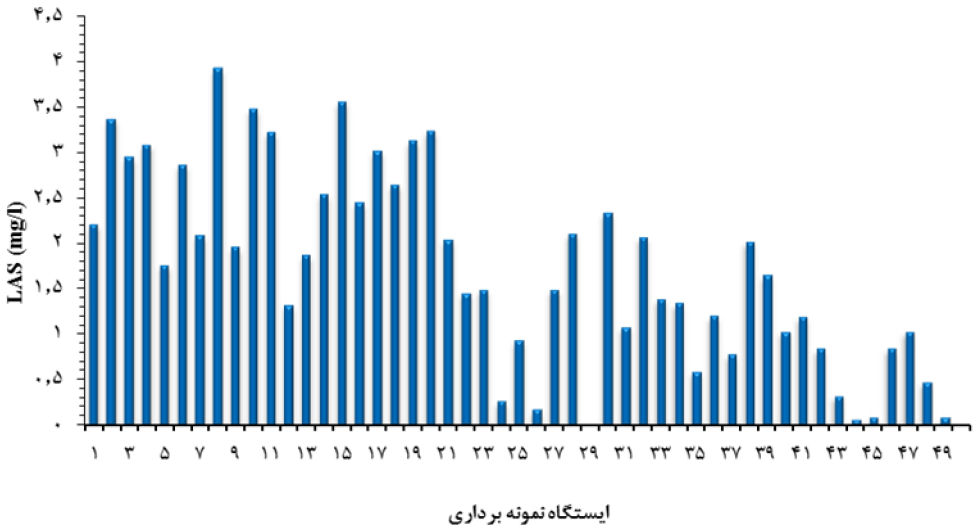
یافته ها

اطلاعات مربوط به فاکتورهای کیفی آب شامل میانگین، کمینه، بیشینه، انحراف معیار و انحراف از میانگین در جدول ۱ ارائه شده است. همانطور که مشاهده می‌شود pH در دامنه ۸/۳۰- ۶/۱٤ ثبت شده است که نشان‌دهنده قلیایی بودن آب تالاب انزلی است و کمترین مقدار آن در ایستگاه شماره ٤۲ و بیشترین مقدار آن در ایستگاه‌های شماره ۲ و ۱۳ می‌باشد. مقدار هدایت الکتریکی (EC) در دامنه ۱۰۰۲/۳۲-۳۷٤۰/۲۳ میکروزیمنس بر سانتی متر است که کمترین آن در ایستگاه شماره ۲۷ و بیشترین آن در ایستگاه شماره ۸ ثبت گردیده است. مقدار اکسیژن محلول در دامنه ۹/۱٤-۵/۷۶ میلی‌گرم بر لیتر اندازه‌گیری شده است که کمترین مقدار آن در ایستگاه شماره ۱٤ و بیشترین مقدار آن در ایستگاه شماره ۲۶ به ثبت رسیده است. دما نیز در محدوده ۲۰/۱٤-۱۲/۵۸ درجه سانتی‌گراد ثبت گردیده است که کمترین میزان آن مربوط به ایستگاه شماره ٤۲ و بیشترین میزان آن در ایستگاه شماره ۲ می‌باشد.

نمودار ۱ غلظت LAS اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب تالاب انزلی را نشان می‌دهد. جدول ۲ اطلاعات توصیفی LAS اندازه‌گیری‌شده شامل مقادیر کمینه، بیشینه، میانگین، انحراف معیار و انحراف از میانگین را ارائه می‌دهد.

جدول ۱. اطلاعات توصیفی پارامترهای کیفیت آب در ایستگاه‌های مورد مطالعه در تالاب انزلی

	اسیدیته (pH)	هدایت الکتریکی (µs/cm) (EC)	اکسیژن محلول (DO) (mg/l)	دما (T) (°c)
میانگین	۷/۶۱	۲۲۱۸/۸۱	۲۰/۳۵	۱۸/۱۸
تعداد	۵۰	۵۰	۵۰	۵۰
کمینه	۶/۱٤	۱۰۰۲/۳۲	۵/۷۶	۱۲/۵۸
بیشینه	۸/۳۰	۳۷٤۰/۲۳	۹/۱٤	۲۰/۱٤
انحراف معیار	۰/۵۶	۷۵٤/۳۰	۹۰/۵۷	۱/۵۱
انحراف از میانگین	۰/۰۸	۱۰۶/۶۷	۱۲/۸۰	۰/۲۱



نمودار ۱. غلظت LAS در ایستگاه‌های مورد مطالعه در آب تالاب انزلی

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

همانطور که در جدول ۲ مشاهده می‌شود غلظت LAS در دامنه ۳/۹۳ - ۰/۰۱ و با میانگین ۱/۷۰ میلی‌گرم بر لیتر قرار دارد که با توجه به نمودار ۱، کمترین مقدار آن در ایستگاه ۵۰ و بیشترین مقدار آن در ایستگاه شماره ۸ به ثبت رسیده است.

جدول ۳ نتایج آزمون همبستگی اسپیرمن را بین LAS و فاکتورهای کیفی آب ارائه می‌دهد. نتایج آزمون همبستگی، بین LAS با EC و pH رابطه مثبت و معنادار و بین LAS با DO رابطه منفی را نشان می‌دهد.

جدول ٤ نتایج حاصل از محاسبات ارزیابی ریسک اکولوژیک (RQ) را نشان می‌دهد. طبق نتایج مقادیر شاخص RQ در دامنه ۱٤/۵۶-۰/۰٤ و با میانگین ۶/۳۰ قرار دارد که کمترین مقدار شاخص RQ در ایستگاه شماره ۵۰ و بیشترین مقدار آن در ایستگاه ۸ گزارش شده است. در شکل ۲ نقشه پهنه‌بندی (توزیع فضایی) LAS به روش کریجینگ معمولی در آب تالاب انزلی با خطای میانگین ۰/۰۰۸٤ و خطای ریشه میانگین مربعات ۰/۷۰ ارائه شده است.

جدول۲. جدول توصیفی غلظت LAS در نمونه‌های آب تالاب انزلی

	تعداد	میانگین	کمینه	بیشینه	انحراف از میانگین	انحراف معیار
LAS (mg/l)	۵۰	۱/۷۰	۰/۰۱	۳/۹۳	۰/۱۵	۱/۰۹

جدول۳. نتایج آزمون همبستگی اسپیرمن بین غلظت LAS و فاکتورهای کیفی آب

	LAS	pH	EC	DO	T
LAS	۱				
pH	۰/۵۸۶**	۱			
EC	۰/۷۷٤**	۰/۵۷۸**	۱		
DO	-۰/۵۹۰**	-۰/۳۸۰**	-۰/۵۶۵**	۱	
T	۰/۰۰٤	۰/۳۲۰*	۰/۱۸۰	-۰/۱۳۳	۱

** همبستگی در سطح ۰/۰۱ معنادار است

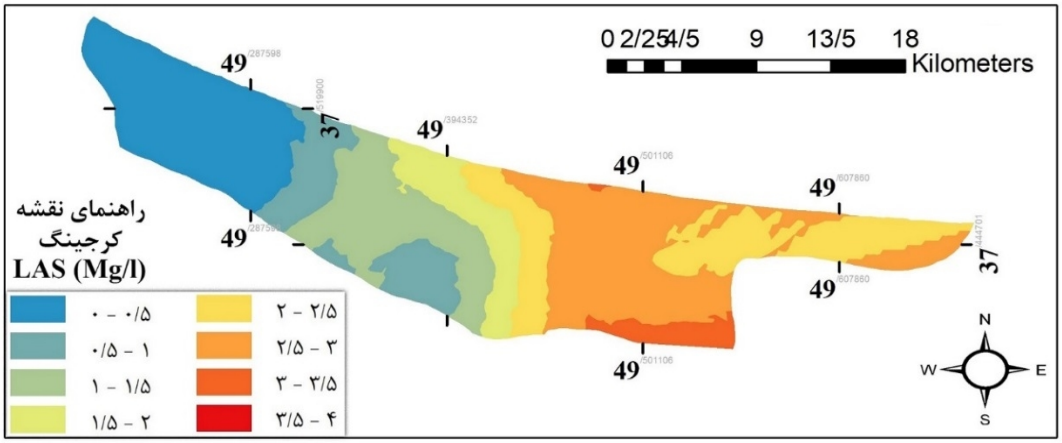
* همبستگی در سطح ۰/۰۵ معنادار است.

جدول ٤. نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک LAS در نمونه آب تالاب انزلی

	PNEC= ۰/۲۷ mg/l			RQ=MC/PNEC		
ایستگاه	MC	RQ	حالت ریسک	ایستگاه	MC	RQ	حالت ریسک
۱	۲۱۲	۸/۱۹	ریسک بالا	۲۶	۰/۱۷	۰/۶۳	ریسک متوسط
۲	۳/۳۷	۱۲/٤۸	ریسک بالا	۲۷	۱/٤۹	۵/۵۲	ریسک بالا
۳	۲/۹۵	۱۰/۹۳	ریسک بالا	۲۸	۲/۱۱	۷/۸۱	ریسک بالا
٤	۳/۰۹	۱۱/٤٤	ریسک بالا	۲۹	۰/۰۲	۰/۰۷	ریسک کم
۵	۱/۷۶	۶/۵۲	ریسک بالا	۳۰	۲/۳٤	۸/۶۷	ریسک بالا
۶	۲/۸۷	۱۰/۶۳	ریسک بالا	۳۱	۱/۰۸	٤/۰۰	ریسک بالا
۷	۲/۰۹	۷/۷٤	ریسک بالا	۳۲	۲/۰۷	۷/۶۷	ریسک بالا
۸	۳/۹۳	۱٤/۵۶	ریسک بالا	۳۳	۱/۳۹	۵/۱۵	ریسک بالا
۹	۱/۹۶	۷/۲۶	ریسک بالا	۳٤	۱/۳٤	٤/۹۶	ریسک بالا
۱۰	۳/٤۸	۱۲/۸۹	ریسک بالا	۳۵	۰/۵۹	۲/۱۹	ریسک بالا
۱۱	۳/۲۳	۱۱/۹۶	ریسک بالا	۳۶	۱/۲	٤/٤٤	ریسک بالا
۱۲	۱/۳۲	٤/۸۹	ریسک بالا	۳۷	۰/۷۸	۲/۸۹	ریسک بالا

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

۱۳	۱/۸۷	۶/۹۳	ریسک بالا	۳۸	۲/۰۲	۷/٤۸	ریسک بالا
۱٤	۲/۵٤	۹/٤۱	ریسک بالا	۳۹	۱/۶۵	۶/۱۱	ریسک بالا
۱۵	۳/۵۶	۱۳/۱۹	ریسک بالا	٤۰	۱/۰۳	۳/۸۱	ریسک بالا
۱۶	۲/٤۵	۹/۰۷	ریسک بالا	٤۱	۱/۱۹	٤/٤۱	ریسک بالا
۱۷	۳/۰۲	۱۱/۱۹	ریسک بالا	٤۲	۰/۸٤	۳/۱۱	ریسک بالا
۱۸	۲/۶۵	۹/۸۱	ریسک بالا	٤۳	۰/۳۲	۱/۱۹	ریسک بالا
۱۹	۳/۱۳	۱۱/۵۹	ریسک بالا	٤٤	۰/۰۶	۰/۲۲	ریسک متوسط
۲۰	۳/۲٤	۱۲/۰۰	ریسک بالا	٤۵	۰/۰۸	۰/۳۰	ریسک متوسط
۲۱	۲/۰٤	۷/۵۶	ریسک بالا	٤۶	۰/۸٤	۳/۱۱	ریسک بالا
۲۲	۱/٤۵	۵/۳۷	ریسک بالا	٤۷	۱/۰۳	۳/۸۱	ریسک بالا
۲۳	۱/٤۹	۵/۵۲	ریسک بالا	٤۸	۰/٤۷	۱/۷٤	ریسک بالا
۲٤	۰/۲۶	۰/۹۶	ریسک متوسط	٤۹	۰/۰۸	۰/۳۰	ریسک متوسط
۲۵	۰/۹۳	۳/٤٤	ریسک بالا	۵۰	۰/۰۱	۰/۰٤	ریسک کم



شکل ۲. نقشه توزیع فضایی LAS در آب تالاب بین المللی انزلی

بحث

نتایج این مطالعه حضور LAS را در تمامی ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان داد. غلظت LAS در مناطق مختلف تالاب تفاوت معنادار آماری ($p<۰/۰۵$) را نشان داد. میانگین LAS در کل ایستگاه‌های حوضه مورد مطالعه ۱/۷ میلی‌گرم بر لیتر بود که این مقدار بالاتر از حد مجاز اعلام شده توسط سازمان حفاظت از محیط زیست ایران، جهت تخلیه به منابع آب سطحی (حد مجاز ۱/۵ میلی‌گرم بر لیتر) و مصارف کشاورزی (۰/۵ میلی‌گرم بر لیتر) است (۲۳). به طور مشابه نتایج مطالعه ابراهیمی و همکاران (۲۳) 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 سال‌های گذشته پژوهش‌های مشابهی نیز حضور LAS در آب تالاب انزلی را تایید کرده‌اند. مقایسه نتایج این پژوهش‌ها، افزایش غلظت LAS را در طول زمان نشان داده است. به عنوان مثال در مطالعه دادای قندی و همکاران (۲٤)، میانگین سالانه LAS در تالاب انزلی در سال‌های ۸۱-۱۳۸۰، ۰/۱۳۷ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمده است. در این مطالعه ایستگاه رودخانه پیربازار با میانگین ۰/۲۷۳ میلی‌گرم بر لیتر به دلیل ورود فاضلاب‌های تصفیه نشده شهر رشت و روستاهای اطراف، بیشترین مقدار LAS را دارا بوده است که با نتایج این مطالعه همخوانی دارد. در مطالعه سلیمانی رودی و همکاران (۲۵) در سواحل جنوبی دریای خزر

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

میانگین سالانه غلظت LAS در ترانسکت انزلی در سال ۸۹، ۰/۱۹۰ میلی‌گرم بر لیتر بوده است. در سال ۸۷ میانگین سالانه LAS در ترانسکت انزلی ۰/۰۵۵ میلی‌گرم بر لیتر ثبت شده است که نسبت به سال ۸۹ افزایش ۲ برابری داشته است. به دلیل این که مطالعه دادای قندی و همکاران در خود حوضه تالاب انزلی (بخش شرقی، غربی، مرکزی) و با تعداد ایستگاه بیشتر و پوشش‌دهی کل تالاب انجام شده، مقدار LAS بیشتری نسبت به مطالعه سلیمانی رودی که تنها شامل ۱ ایستگاه از تالاب انزلی بوده است، شناسایی شده است.

مطابق نتایج به دست آمده، بیشترین غلظت‌های LAS در ایستگاه‌های بخش شرقی تالاب و حداکثر غلظت آن در رودخانه پیربازار (ایستگاه ۸) به دست آمد. عواملی همچون: گسترش شهرها و افزایش روزافزون تراکم جمعیت در کرانه‌های تالاب انزلی، پراکندگی و گسترش صنایع و فعالیت‌های کشاورزی در بخش شرقی تالاب، عدم وجود سیستم تصفیه فاضلاب و سرازیرشدن فاضلاب خانگی و صنعتی شهر بندر انزلی به تالاب از طریق رودخانه‌های زرجوب و گوهررود (از رودخانه‌های سرشاخه رودخانه پیربازار) (ایستگاه‌های ۲، ۳ و ٤)، ورود فاضلاب‌های خانگی، صنعتی و کشاورزی شهرها و روستاهای اطراف به تالاب از طریق رودخانه پیربازار (ایستگاه‌های ۸ و ۱۰)، رودخانه حسن‌رود (ایستگاه‌های ۲ و ۳)، کانال نهنگ روگا (ایستگاه ۱۶)، رودخانه هندخاله (ایستگاه‌های ۲۰ و ۲۱) و سایر رودخانه‌ها، در گسترش آلودگی نقش داشته‌اند. به طور مشابه در مطالعه خیادانی و همکاران (۲۶) و حاجیان نژاد و همکاران (۲۷)، غلظت LAS با عبور رودخانه از مناطق شهری و آلوده‌کننده‌های نقطه‌ای افزایش یافته است که با تاثیر کاربری‌ها و مراکز جمعیتی در افزایش غلظت LAS در این مطالعه همخوانی دارد. رودخانه‌های زرجوب و گوهررود امروزه به یکی از کانال‌های انتقال فاضلاب تبدیل شده‌اند و در وضعیت آلوده‌ای به سر می‌برند.

۱۱ رود اصلی و ۳۰ رود فرعی آب تالاب را تامین می‌کنند و پس از آبیاری مزارع و شالیزارها به همراه جریان‌های سطحی به تالاب انزلی می‌ریزند و در نهایت مقدار زیادی از مواد آلی، مواد معدنی، پساب‌های صنعتی و کشاورزی و فاضلاب‌های خانگی به داخل تالاب رها می‌کنند (۲۰). مطالعات صورت گرفته نشان داده است که از ۳۸ واحد صنعتی آلاینده آب در استان گیلان، ۲۳ واحد صنعتی در حاشیه تالاب و یا در مسیر رودخانه‌های منتهی به تالاب قرار گرفته است و نقش آن‌ها در آلودگی این اکوسیستم حساس به خوبی آشکار است. هرساله بیش از ۳۲ میلیون مترمکعب فاضلاب خانگی شهرستان‌های رشت، انزلی، صومعه‌سرا، فومن و ماسال که درحوضه آبخیز تالاب انزلی هستند، وارد تالاب می‌شود. شهرهای رشت و انزلی به ترتیب اولین و دومین شهر بزرگ استان گیلان از لحاظ جمعیت محسوب می‌شوند. رشد فزاینده جمعیت این دو شهرستان که تقریباً نیمی از جمعیت شهری استان را در خود جای داده‌اند بر اکوسیستم تالاب اثر سوء داشته است. به علت بالابودن سطح آب‌های زیرزمینی شهر رشت، فاضلاب‌های خانگی و شهری مستقیماً به رودخانه‌های زرجوب و گوهررود و در بندر انزلی به تالاب تخلیه می‌شود. همچنین روزانه بیش از ٤۰۰ تن زباله مربوط به شهرستان‌های رشت، خمام وکوچصفهان به رودخانه سیاهرود وارد می‌شود (۱۹).

نتایج آزمون همبستگی پیرسون بین LAS و فاکتورهای کیفی آب نشان داد بین LAS با pH و EC رابطه مثبت و معنی‌دار در حد ۰/۰۱ و بین LAS با DO رابطه منفی در حد ۰/۰۱ برقرار است. در واقع غلظت بیشتری از EC و pH در ایستگاه‌هایی با غلظت بیشتر LAS دیده شد. همچنین نتایج این آزمون نشان داد بین دما و pH رابطه منفی در حد ۰/۰۵، بین EC و pH رابطه مثبت و معنی دار در حد ۰/۰۱ و بین pH و DO رابطه منفی در سطح ۰/۰۱ برقرار است. هرچه pH آب پایین‌تر باشد آب تمایل به خورندگی و

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

هرچه pH آب بالاتر باشد، آب تمایل به ایجاد رسوب و ته نشینی دارد. خوشبختانه با توجه به قلیایی‌بودن آب‌های تالاب انزلی امکان حلالیت عناصر سنگین و رهاسازی آن‌ها از رسوبات و تجمع آن‌ها در آب‌ها بسیار ضعیف می‌باشد اما در صورت هرگونه تغییر در EC و pH در این اکوسیستم، احتمال آلودگی بیش از حد آن و تأثیرگذاری بر زنجیره غذایی بسیار زیاد است (۱۸). pH آب تحت تأثیر مواد معدنی محلول در آب، ذرات معلق وگرد و غبار موجود در هوا، زباله‌ها و ضایعات ساخته شده توسط انسان،گیاهان و حیوانات از طریق فتوسنتز و تنفس، فعالیت باکتریایی، تلاطم آب، مواد شیمیایی موجود در روانابی که به درون آب می‌ریزد، سرریز فاضلاب و سایر فعالیت‌های انسانی چه در حوضه زهکشی و چه در خارج از آن (به‌عنوان مثال، تخلیه اسید معادن زغال سنگ، نشت تصادفی و بارش اسیدی) قرار می‌گیرد (۲۸). به طور مشابه نتایج مطالعه هوشیاری و همکاران (۲۹) در سد درودزن فارس نیز رابطه مثبت بین LAS و pH را نشان داده است. تخلیه پساب‌ها، فاضلاب‌ها وروانا‌ب‌ها به جریان آب می‌تواند بسته به ترکیب آنها، هدایت الکتریکی را تغییر دهد. نشت سیستم‌های فاضلاب به داخل منابع آب سطحی به دلیل وجود کلرید، فسفات و نیترات سبب بالارفتن هدایت الکتریکی آب و افزایش مصرف اکسیژن محلول در آب از طریق تجزیه و واکنش‌های شیمیایی می‌شود (۳۰،۳۱). به طور مشابه نتایج مطالعه خیادانی و همکاران (۲۶) و حاجیان نژاد و همکاران (۲۷) 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 محلول در آب در این مطالعه همخوانی دارد. نتایج مطالعه ابراهیمی و همکاران (۲۳) نیز رابطه مثبت LAS با EC و رابطه منفی با DO را نشان می‌دهد که با نتایج این مطالعه همخوانی دارد با این تفاوت که آن مطالعه در برکه‌های تثبیت فاضلاب صورت گرفته است.

نقشه پهنه‌بندی غلظت LAS (شکل ۲) به وضوح نشان می‌دهد بیشترین غلظت LAS به ترتیب در بخش شرقی>مرکزی>سیاه کشیم >غربی است که علت این امر را می‌توان رشد و توسعه شهرها و شهرک‌های صنعتی و به تبع، افزایش دریافت فاضلاب‌های خانگی و صنعتی و آلودگی‌های ایجاد شده توسط گردشگران در بخش شرقی و دریافت پساب‌های کشاورزی و روستایی در بخش مرکزی نسبت به سایر مناطق تالاب، نسبت داد. در مشاهدات میدانی نیز ورود مستقیم و روزانه فاضلاب‌های شهری و محلی به این بخش از تالاب مشاهده شده است. پایین‌ترین غلظت LAS در ایستگاه‌های بخش غربی و سیاه کشیم مشاهده شد که علت آن قرارگرفتن در فاصله دورتر از مناطق پرجمعیت شهری، فعالیت‌های انسانی کمتر و استفاده کمتر از شوینده‌ها و محصولات حاوی LAS است، اما پساب‌های کشاورزی اطراف منطقه به این بخش از تالاب وارد می‌شود و از آن جایی که LAS در فرمولاسیون کودهای شیمیایی به کار می‌رود، این مناطق نیز تحت تاثیر آلودگی LAS قرار دارند.

نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک (RQ) نشان داد ایستگاه‌های ۲۹ و ۵۰ دارای ریسک کم، ایستگاه‌های ۲٤، ۲۶، ٤٤، ٤٥ و ٤٩ دارای ریسک متوسط و بقیه ایستگاه‌ها دارای ریسک زیادی هستند. به طور مشابه در مطالعات ساکایی و همکاران (۳۲)، نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک LAS نشان داد، غلظت LAS در ۶ زیرحوضه بالاتر از سطح ریسک اکولوژیک قرار دارد که ۳ زیرحوضه در وضعیت نگران‌کننده و ۳ زیرحوضه به‌عنوان مناطق حساس و مستعد خطر شناخته شدند. در مطالعات هوشیاری و همکاران (۲۹) نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک LAS در آب سد درودزن نشان داد به جز یک ایستگاه که دارای ریسک متوسط است در سایر ایستگاه‌ها به دلیل منابع آلوده‌کننده محدود و غلظت کم LAS، ریسک اکولوژیک کم است.

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

مطالعات نشان داده است سمیت مزمن و زیر کشنده LAS بر روی ارگانیسم‌های آبزی کم‌تر از ۱ میلی‌گرم بر لیتر است، در حالی که دامنه غلظت‌های LAS بیش از حد سمیت (یعنی <1mg/L) در آب‌های سطحی سراسر جهان یافت شده است (۳۲). سازمان حفاظت از محیط زیست ایران، حداکثر غلظت مجاز LAS جهت تخلیه به آب‌های سطحی را ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر و سازمان حفاظت از محیط زیست آمریکا (EPA) حداکثر غلظت ثانویه عوامل کف‌کننده در آب را ۰/۵ میلی‌گرم در لیتر اعلام کرده است (۲۳)، در حالی که مقادیر بالاتر از این حد در آب تالاب انزلی اندازه‌گیری شد. LAS در شرایط هوازی تجزیه‌پذیر است و با تصفیه فاضلاب از بین می‌رود، بنابراین مقادیر زیاد LAS در آب نشان‌دهنده تخلیه فاضلاب تصفیه‌نشده است. مطالعات ونگ و همکاران (۱۵)، آلخادر و همکاران (۱۶)، وی و همکاران (۳۳) و ریاحی بختیاری و همکاران (۱۷) نیز نشان‌دهنده غلظت‌های زیاد LAS در نتیجه تاثیر فعالیت‌های انسانی، کاربری‌های اطراف و ورود فاضلاب‌های تصفیه‌نشده بوده است. نتایج مطالعات ریاحی بختیاری و همکاران در خصوص بررسی توزیع فضایی آلکیل بنزن‌های خطی (LABs) در رسوبات سطحی تالاب بین‌المللی انزلی، غلظت LABs را در دامنه‌ای از ۳۹۴/۱۲-۱۰۹۳۰۵/۲۶ نانوگرم بر گرم وزن خشک نشان داد. نتایج این مطالعه ورود فاضلاب خام یا فاضلاب با تصفیه کم به داخل تالاب را نشان داده است که با نتایج این مطالعه همخوانی دارد. شریعتی و همکاران (۳٤) نیز در مطالعات خود در تالاب انزلی بیان داشتند تالاب انزلی به طور اجتناب‌ناپذیری تحت تاثیر فعالیت‌های شدید انسانی از قبیل تخلیه آلاینده‌ها به انزلی، ورود فاضلاب‌های خانگی شهر رشت، انزلی و دیگر شهرها و روستاها به این منطقه، رواناب کشاورزی، دفع زباله، ضایعات معدنی، فاضلاب‌های صنعتی و فاضلاب‌های صنعت کشتیرانی قرار دارد که عوامل اصلی آلودگی اکوسیستم‌های تالابی در نظر گرفته می‌شوند. از آن‌جایی که ساکنان این منطقه به طور گسترده ماهی‌ها و پرندگان این تالاب را مصرف می‌کنند، آلودگی می‌تواند به راحتی به بدن انسان منتقل شود. همچنین واکنش شوینده‌ها با سایر مواد شیمیایی ممکن است سبب افزایش سمیت و اثرات مضر بر اکوسیستم، موجودات آبزی و انسان شود. بنابراین کنترل ورود آلاینده‌ها، به خصوص آلاینده-های فاضلاب و مدیریت مناسب فاضلاب به عنوان نیاز فوری برای حفظ سلامت این تالاب ارزشمند، موجودات ساکن در آن و انسان‌ها ضروری است.

از کاستی‌های این تحقیق می‌توان به این نکته اشاره نمود که در برخی از قسمت های تالاب، رشد گیاهان آبزی (لاشه‌ای و شناور) و به‌خصوص آزولا به قدری زیاد بود که امکان ورود قایق به محل و برداشت نمونه آب بسیار سخت و دور از دسترس بود. اگرچه نمونه‌برداری از رسوبات در هر ایستگاه نیز می‌توانست نتایج دقیق‌تر و کامل‌تری را برای ردیابی آلاینده LAS و ارزیابی ریسک آن در یک بوم‌سازه آب فراهم کند اما نمونه‌برداری همزمان از رسوبات و آنالیز همزمان ۵۰ نمونه در رسوب با توجه به قیمت و هزینه اسپکتروفتومتر، هزینه انجام این مطالعه را بسیار افزایش می‌داد. با توجه به این که این مطالعه بصورت مقطعی و کوتاه‌مدت و با تعداد ایستگاه‌های کم انجام شده است، پیشنهاد می‌گردد جهت رسیدن به نتایجی با ضریب اطمینان بالاتر و همچنین اطلاع از سلامت تالاب بین‌المللی انزلی مطالعات بلندمدت و با تعداد ایستگاه‌های بیشتر بر روی آب و رسوبات این ناحیه صورت گیرد.

نتیجه گیری

با نگرش به یافته‌های به دست آمده از این پژوهش، می‌توان بیان کرد ورود مقادیر بالای فاضلاب‌های شهری و صنعتی و سایر آلاینده‌ها به تالاب انزلی، صدمات جبران‌ناپذیری را بر جای گذاشته و علاوه بر کاهش کیفیت آب، تهدید اکوسیستم آبی و موجودات

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

آبزی، امنیت غذایی و سلامت انسان‌ها را نیز در معرض خطر قرار داده است. در این مطالعه غلظت LAS، در بسیاری از ایستگاه‌ها بیشتر از حد استاندارد اعلام شده توسط سازمان حفاظت از محیط زیست ایران (۱/۵ mg/l) و حد مجاز اعلام شده توسط EPA (۰/۵ mg/l) بود و محاسبات ریسک LAS، ریسک زیادی را در اکثر ایستگاه‌ها نشان داد. با توجه به اهمیت تالاب انزلی به عنوان یک بوم سازه طبیعی، زیستگاه پرندگان مهاجر و آبزی، محل پرورش و تخم‌ریزی ماهی‌ها، صید، ماهیگیری، تامین معیشت مردم، ارزش زیبایی شناسی، اکولوژیکی، تفرجگاهی، گردشگری، امکانات تحقیقاتی، آموزشی و... ضروری است نسبت به حفاظت از آن و کنترل ورود آلاینده‌ها، اقدامات جدی و موثر صورت گیرد.

References

1- 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. Ecological engineering. 2017;106:415-22.

2- Lechuga M, Fernández-Serrano M, Jurado E, Núñez-Olea J, Ríos F. Acute toxicity of anionic and non-ionic surfactants to aquatic organisms. Ecotoxicology and environmental safety. 2016;125:1-8.

3- Jones-Costa M, Franco-Belussi L, Vidal FAP, Gongora NP, Castanho LM, dos Santos Carvalho C, et al. Cardiac biomarkers as sensitive tools to evaluate the impact of xenobiotics on amphibians: the effects of anionic surfactant linear alkylbenzene sulfonate (LAS). Ecotoxicology and environmental safety. 2018;151:184-90.

4- Mungray AK, Kumar P. Fate of linear alkylbenzene sulfonates in the environment: a review. International Biodeterioration & Biodegradation. 2009;63(8):981-7.

5- Ríos F, Fernández-Arteaga A, Lechuga M, Fernández-Serrano M. Ecotoxicological Characterization of Surfactants and Mixtures of Them. Toxicity and Biodegradation Testing: Methods in Pharmacology and Toxicology; 2018. p. 311-30.

6- Shah S, Bhattarai A, Chatterjee S. Surfactants, its applications and effects on environment. Bibechana. 2011;7:61-4.

7- Pérez-López M, Arreola-Ortiz A, Zamora PM. Evaluation of detergent removal in artificial wetlands (biofilters). Ecological engineering. 2018;122:135-42.

8- Zhou J, Wu Z, Yu D, Pang Y, Cai H, Liu Y. Toxicity of linear alkylbenzene sulfonate to aquatic plant Potamogeton perfoliatus L. Environmental Science and Pollution Research. 2018;25(32):32303-11.

9- 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.

10- Ivanković T, Hrenović J. Surfactants in the environment. Archives of Industrial Hygiene and Toxicology. 2010;61(1):95-110.

11- Perkowski J, Jóźwiak W, Kos L, Stajszczyk P. Application of Fenton's reagent in detergent separation in highly concentrated water solutions. Fibres & Textiles in Eastern Europe. 2006;59(5):114-9.

12- Jensen J. Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) in the terrestrial environment. Science of the total environment. 1999;226(2-3):93-111.

13- Wang Z, Xiao B, Wu X, Tu X, Wang Y, Sun X, et al. Linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in water of Lake Dianchi—spatial and seasonal variation, and kinetics of biodegradation. Environmental monitoring and assessment. 2010;171(1-4):501-12.

14- Sanderson H, Dyer SD, Price BB, Nielsen AM, van Compernolle R, Selby M, et al. Occurrence and weight-of-evidence risk assessment of alkyl sulfates, alkyl ethoxysulfates, and linear alkylbenzene sulfonates (LAS) in river water and sediments. Science of the Total Environment. 2006;368(2-3):695-712.

15- Wang JZ, Zhang K, Liang B. Tracing urban sewage pollution in Chaohu Lake (China) using linear alkylbenzenes (LABs) as a molecular marker. Science of the Total Environment. 2012;414:356-63.

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

16- Alkhadher SAA, Zakaria MP, Yusoff FM, Kannan N, Suratman S, Keshavarzifard M, et al. Baseline distribution and sources of linear alkyl benzenes (LABs) in surface sediments from Brunei Bay, Brunei. Marine Pollution Bulletin. 2015;101(1):397-403.
17- 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. Environmental Science and Pollution Research. 2018;25(21):20920-9.
18- Jensen J, Løkke H, Holmstrup M, Krogh PH, Elsgaard L. Effects and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in agricultural soil. 5. Probabilistic risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in sludge-amended soils. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal. 2001;20(8):1690-7.
19- Makvandi R, Astani S, Cheraghi M. Environmental risk assessment of wetlands using SAW and EFMEA (Case study: international wetland Anzali). Wetland Ecobiology. 2013;5(17):61-74. [In Persian]
20- Hassanzadeh N, Sari AE, Khodabandeh S, Bahramifar N. Occurrence and distribution of two phthalate esters in the sediments of the Anzali wetlands on the coast of the Caspian Sea (Iran). Marine pollution bulletin. 2014;89(1-2):128-35.
21- APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC, USA: American Public Health Association 2005.
22- Sharma BM, Bečanová J, Scheringer M, Sharma A, Bharat GK, Whitehead PG, 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. Science of the Total Environment. 2019;646:1459-67.
23- Ebrahimi A, Ehrampoosh M, Samaie M, Ghelmani S, Talebi P, Dehghan M, et al. Removal efficiency of linear alkyl benzene sulfonate (las) in Yazd stabilization pond. Journal of Water and Wastewater. 2010;21(4):38-43.[In Persian]
24- Dadaye Ghandi A, Esmaeli Sari A, Khodaparst S. Assessing water contamination with anionic surfactants in Anzall Lagoon. Iranian Scientific Fisheries Journal. 2005;14(3):61-8. [In Persian]
25- Soleimani Roudi A, Nasrollahzade Saravi H, Afraei MA, Younesipour H. Spatial and Temporal Concentration of Anionic Surfactant of Water in the Southern Caspian Sea. Journal of Oceanography. 2015;6(22):107-14. [In Persian]
26- 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: Sivilica; 2008. p. 1-7. [In Persian]
27- 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. Journal of Health System Research. 2012;7(6):1-9. [In Persian]
28- 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.
29- Hoshyari E, Hasanzadeh N, Charkhestani A. Ecological and health risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in Doroodzan dam (Fars). Iranian Journal of Health and Environment. 2019;12(1):129-40. [In Persian]
30- APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation; 1998.
31- USEPA. water: Monitoring & Assessment, Conductivity. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency; 2012.
32- Sakai N, Shirasaka J, Matsui Y, Ramli MR, Yoshida K, Mohd MA, et al. Occurrence, fate and environmental risk of linear alkylbenzene sulfonate in the Langat and Selangor River basins, Malaysia. Chemosphere. 2017;172:234-41.

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]

33- Wei GL, Liu LY, Bao LJ, Zeng EY. Tracking anthropogenic influences on the continental shelf of China with sedimentary linear alkylbenzenes (LABs). Marine pollution bulletin. 2014;80(1-2):80-7.
34- Shariati S, Pourbabaee A, Alikhani H, Rezaei K. Assessment of phthalic acid esters pollution in Anzali wetland, north of Iran. International Journal of Environmental Science and Technology. 2018:1-12.

[Downloaded from healthjournal.arums.ac.ir on 2024-12-27]
[DOR: 20.1001.1.23829710.1400.12.1.5.6]
[DOI: 10.52547/j.health.12.1.60]