生态毒理学报
Asian Journal of Ecotoxicology
第 17 卷 第 4 期 2022 年 8 月
Vol. 17, No.4 Aug. 2022

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20210923003
岳扬, 李莉, 王炫凯, 等. 大连近岸海域表层海水中典型人工甜味剂的浓度分布及生态风险评估[J]. 生态毒理学报,2022, 17(4): 451-459
Yue Y, Li L, Wang X K, et al. Concentration distribution and risk assessment of typical artificial sweeteners in surface seawater of Dalian coastal area [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2022, 17(4): 451-459 (in Chinese)

# 大连近岸海域表层海水中典型人工甜味剂的浓度分布及生态风险评估

岳扬[1], 李莉[2], 王炫凯[1], 王侯宇[1], 张玉凤[1], 张倩[1], 刘鹰[1], 曲宝成[1,*]

1. 设施渔业教育部重点实验室(大连海洋大学),大连 116023
2. 大连市检验检测认证技术服务中心,大连 116023

**收稿日期**:2021-09-23　　**录用日期**:2021-12-11

**摘要**: 人工甜味剂作为一类有机新污染物正日益引起人们的广泛关注。本研究采用固相萃取前处理与高效液相色谱-三重四极杆(HPLC-MS/MS)相结合的方法,测定了大连近岸海域中的 8 种典型人工甜味剂的浓度,结果表明,大连近岸海域普遍存在人工甜味剂污染,其中三氯蔗糖(SUC)和安赛蜜(ACE)是主要污染物,污染水平分别为 32 ~ 766 ng·L$^{-1}$ 和 103 ~ 557 ng·L$^{-1}$。生态风险评估结果表明,现阶段大连近岸海域的人工甜味剂污染不太可能对水生生物造成生态风险。鉴于人工甜味剂在大连近岸海域高频检出,有必要进行长期监测以评估其风险水平。

**关键词**: 人工甜味剂;近岸海域;污染水平;生态风险
**文章编号**: 1673-5897(2022)4-451-09　　**中图分类号**: X171.5　　**文献标识码**: A

# Concentration Distribution and Risk Assessment of Typical Artificial Sweeteners in Surface Seawater of Dalian Coastal Area

Yue Yang[1], Li Li[2], Wang Xuankai[1], Wang Houyu[1], Zhang Yufeng[1], Zhang Qian[1], Liu Ying[1], Qu Baocheng[1,*]

1. Key Laboratory of Environment Controlled Aquaculture (Dalian Ocean University), Ministry of Education, Dalian 116023, China
2. Dalian Inspection and Certification Technology Service Center, Dalian 116023, China

**Received** 23 September 2021　　**accepted** 11 December 2021

**Abstract**: Artificial sweeteners as a new kind of organic pollutants are attracting more and more attention. In this study, the concentrations of eight typical artificial sweeteners in Dalian coastal waters were determined by solid phase extraction pretreatment combined with HPLC-MS/MS. The results showed that the pollution of artificial sweeteners were widespread in Dalian coastal waters. Sucralose (SUC) and acesulfame (ACE) were the main pollutants, with pollution levels of 32 ~ 766 ng·L$^{-1}$ and 103 ~ 557 ng·L$^{-1}$, respectively. The results of ecological risk assessment showed that artificial sweetener pollution in Dalian coastal waters was unlikely to cause ecological risk to aquatic organisms. In view of the high frequency detection of artificial sweeteners in the coastal waters of Dalian, it is necessary to carry out long-term monitoring to evaluate their risk level.

**基金项目**:国家重点研发计划(2020YFD0900603)
**第一作者**:岳扬(1996—),男,硕士研究生,研究方向为海水污染评价,E-mail:yylovelife9@163.com
* **通讯作者**(Corresponding author), E-mail: qubaocheng@dlou.edu.cn

**Keywords**: artificial sweeteners; coastal area; pollution levels; ecological risk

人工甜味剂是世界上使用最广泛的食品添加剂之一,广泛应用于饮料、制药配方、动物饲料添加剂和牙膏等领域[1]。我国是全球最大的人工甜味剂生产国及出口国,仅2018年,人工甜味剂产量合计约16.0万t,其中糖精钠(SAC)产量4.5万t、甜蜜素(CYC)7.0万t、阿斯巴甜(ASP)2.0万t、安赛蜜(ACE)1.4万t、三氯蔗糖(SUC)0.7万t和纽甜(NEO)0.4万t[2]。长期以来,食用人工甜味剂被认为是安全有益的。然而近年来的研究显示,关于人工甜味剂的安全性和其对健康不良影响的争议越来越大。Zeynep和Sifa[3]发现一定浓度的ACE(2.5 mg·L$^{-1}$和5 mg·L$^{-1}$)、ASP(2.5 mg·L$^{-1}$)和SAC(1.5、2.5和5 mg·L$^{-1}$)会增加人外周血淋巴细胞DNA的损伤,Soffritti等[4]通过对大鼠喂食16 000 mg·kg$^{-1}$和32 000 mg·kg$^{-1}$(以湿质量计)的ASP,发现会增加患肺癌和肝癌的风险,Schiffman和Rother[5]发现对大鼠喂食3.3~1 mg·kg$^{-1}$·d$^{-1}$的SUC会改变胃肠道中的微生物组成,减少有益细菌。如今,人工甜味剂已被认为是一种环境新污染物,所引发的生态和健康风险问题正在引起人们的关注[6]。这其中人工甜味剂的环境污染状况始终是国内外学者关注的重点问题之一[7]。

研究表明,大多数人工甜味剂经人体摄入后通常不参与转化和代谢,会直接通过尿液或粪便排出体外,使其不可避免地释放到环境中。由于该类化合物具有一定的极性,通常易溶于水,污水处理厂(WWTP)废水、湖泊和河流等地表水及地下水中常会有典型人工甜味剂检出[1,8-12]。瑞典环境研究署开展WWTP及相关水体中SUC污染筛查,并首次报道了WWTP和水环境中检出的SUC,浓度范围为1.8~10.8 μg·L$^{-1}$,附近地表水中浓度范围为0.052~3.6 μg·L$^{-1}$[8];Subedi和Kannan[9]调查了美国奥尔巴尼亚地区4种人工甜味剂在WWTP的污染状况,发现ASP和SAC的去除率较高(68%和90%),而SUC和ACE的去除率较低(<2%);Gan等[10]在中国天津自来水体中发现SUC、ACE、SAC和CYC的浓度分别高达0.12 μg·L$^{-1}$、0.68 μg·L$^{-1}$、0.10 μg·L$^{-1}$和36 ng·L$^{-1}$;Loos等[11]在欧洲27个国家的河流中发现从英国、比利时、荷兰、法国、瑞士、西班牙和意大利采集的样品中SUC的浓度达到1 μg·L$^{-1}$,德国和东欧样品中SUC浓度较低(<100 ng·L$^{-1}$);Morlock等[12]调查了瑞士苏黎世地区的地下水样品中人工甜味剂浓度,发现有ACE被检出且浓度高达4.71 μg·L$^{-1}$,在近年来的研究中发现除陆地淡水中常有人工甜味剂的污染外,来自美洲[13-14]、欧洲[15-17]和亚洲[18-19]的近岸海域中也都有多种人工甜味剂的存在,其中在美国纽约港SUC的含量高达16.2 μg·L$^{-1}$[14]。尽管针对海洋环境人工甜味剂污染的研究相对较少,但这些已有的研究暗示人工甜味剂存在全球污染的可能,然而当前针对人工甜味剂的环境生态风险评估研究却较少。

大连位于辽宁省辽东半岛南端,地处黄海、渤海之滨,是中国东部沿海重要的经济、贸易、港口、工业和旅游城市。本研究以大连近岸海域(黄海)作为研究区域,开展8种典型人工甜味剂的污染特征研究,以期了解人工甜味剂在大连近岸海域的发生和分布,并基于风险商(RQ)方法进行风险评估,为当地的环境保护和生态安全提供参考依据。

## 1 材料与方法(Materials and methods)

### 1.1 试剂与材料

ACE、ASP、NEO、CYC、SAC、SUC、阿力甜(ALI)标准品(>98%,阿拉丁)和爱德万甜(ADV)标准品(≥95%,Sigma-Aldrich),其相关理化性质见表1;内标物SUC-$d_6$和ACE-$d_4$(>98%,Toronto Research Chemicals);甲醇和乙腈(HPLC级,Spectrum);甲酸(HPLC级,DIKMA)。

### 1.2 样品采集

于2021年5月在大连近岸黄海海域采集海水样品,采样地点如图1所示,涵盖大连城区的海水浴场、海洋公园、港湾港口及市政污水排放口等地区,平均离岸距离约为300 m,主要采集表层海水(深度约50 cm),每个采样点采集3份平行样品。采集样品储存于琥珀色的聚丙乙烯瓶中,4 ℃下保存。采集的样品使用Orion Star A329多参数分析仪(Thermo Scientific)原位测量温度、pH、盐度和溶解氧等参数。

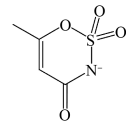
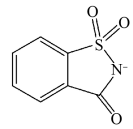
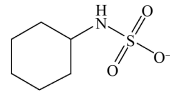
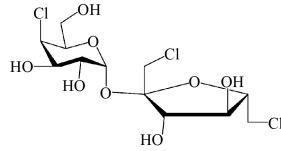
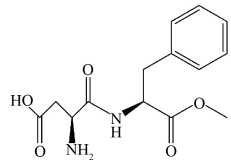
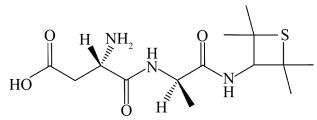
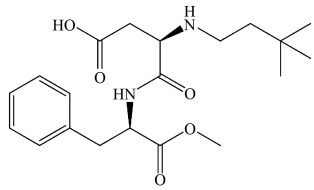
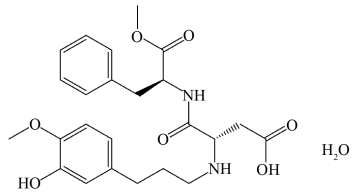
### 1.3 样品前处理

量取50 mL待处理的水样,加入50 μL 1 μg·mL$^{-1}$的同位素内标SUC-$d_6$和ACE-$d_4$,混匀。固相萃取小柱(200 mg,6 mL,Waters HLB,美国)先用6 mL甲醇和6 mL超纯水(pH=3)进行活化,然后将加有内标的待处理的水样上样,用6 mL超纯水(pH=3)淋洗固相萃取柱,真空抽干20 min后,用6 mL的

甲醇溶液洗脱分析物,并将萃取液在温和的氮气流下蒸发至干。将干燥的残留物用甲醇/水($V$∶$V$=40∶60)定容至 1 mL,最终提取液通过 0.22 μm 滤膜过滤并进行样品分析。

**表 1　8 种人工甜味剂的化学结构及物理化学性质**

Table 1　Chemical structure and physicochemical properties of 8 kinds of artificial sweeteners

| 人工甜味剂 Artificial sweetener | 分子式 Molecular formula | 化学结构 Chemical structure | lg $P$ | lg $K_{oa}$ [a] | 水溶性 Solubility in water |
|---|---|---|---|---|---|
| 安赛蜜(ACE) Acesulfame (ACE) | $C_4H_4KNO_4S$ |  | −1.33[a] | 5.97 | 1.60 |
| 糖精钠(SAC) Saccharin (SAC) | $C_7H_5NO_3S$ |  | −0.67 | 7.77 | 0.472 |
| 甜蜜素(CYC) Cyclamate (CYC) | $C_6H_{12}NO_3S$ |  | −1.61[a] | 7.80 | 0.905 |
| 三氯蔗糖(SUC) Sucralose (SUC) | $C_{12}H_{19}Cl_3O_8$ |  | −0.734 | 9.47 | 0.0735 |
| 阿斯巴甜(ASP) Aspartame (ASP) | $C_{14}H_{18}N_2O_5$ |  | −0.273 | 9.25 | 1.31 |
| 阿力甜(ALI) Alitame (ALI) | $C_{14}H_{25}N_3O_4S$ |  | 0.129 | 9.41 | 2.68 |
| 纽甜(NEO) Neotame (NEO) | $C_{20}H_{30}N_2O_5$ |  | 2.581 | 9.32 | 1.38 |
| 爱德万甜(ADV) Advantame (ADV) | $C_{24}H_{30}N_2O_7 \cdot H_2O$ |  | 0.784 | 9.46 | 3.01 |

注:lg $P$ 表示脂水分配系数,lg $K_{oa}$ 表示辛醇-空气系数;[a] 数据来源于美国环境保护局(https://comptox.epa.gov)。

Note: lg $P$ means lipid-water partition coefficient, and lg $K_{oa}$ means air partition coefficient; [a] means data source is from United States Environmental Protection Agency (https://comptox.epa.gov).

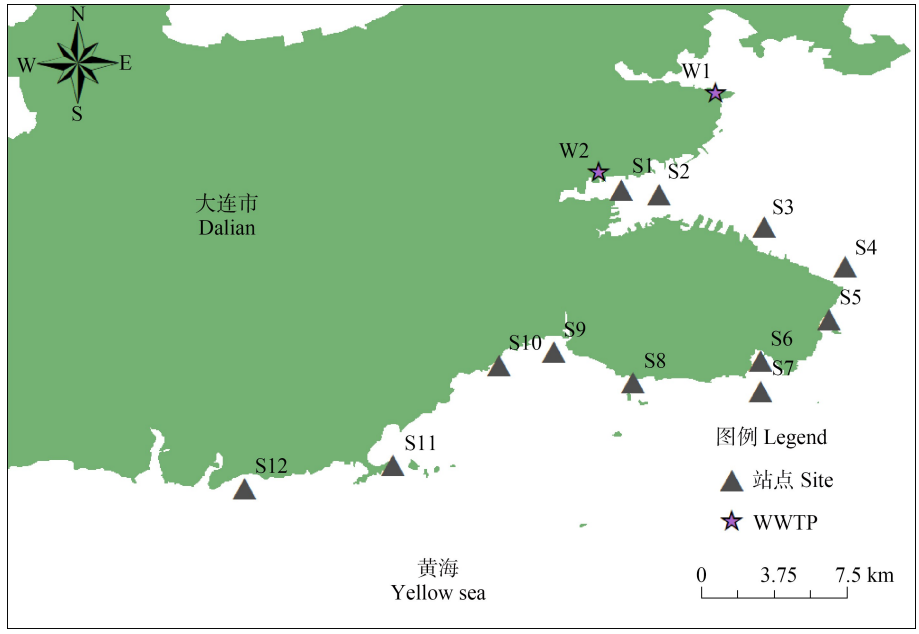



**图 1 中国大连地区近海水域采样分布图**

Fig. 1 Sampling distribution map of coastal waters in Dalian, China

1.4 样品分析

使用 HPLC-MS/MS 分析目标提取物。通过 Sciex QTRIP 6500+(SCIEX,美国)系统分离分析物。色谱柱为 Waters Atlantis T3(4.6 mm×50 mm,2.7 μm,Waters,美国);流动相分别为 0.1% 甲酸水溶液(A 相)和 0.1% 甲酸乙腈(B 相),流速为 0.35 mL·min$^{-1}$,柱温为 40 ℃,进样量为 5 μL。梯度洗脱程序从 7% B 相开始,保持 0.5 min,5.5 min 升至 35% B 相,7 min 时达到 95% B 相,保持 1 min,再用 0.1 min 回到初始 7% B 相,分析时间为 12 min。串联质谱仪器参数:气帘气为 241.325 kPa,碰撞气为 62.055 kPa,雾化温度为 50 ℃,雾化气为 55,辅助气为 60;喷雾电压为-4 500 V,采用电喷雾电离源,扫描方式为正负离子扫描模式,检测方式为多反应离子监测;脱溶剂气、锥孔气、碰撞气均为高纯氮气。

1.5 质量控制

所有玻璃器皿用自来水超声清洗 30 min,再用超纯水洗 3 次,烘干后用二氯甲烷、丙酮和甲醇各洗 2 次,待溶剂挥发完全后,置于马弗炉中于 450 ℃下烧 3 h,自然冷却后取出待用。

样品在提取前添加回收率指示物标样,以控制整个样品前处理过程的回收率。同时进行方法空白、基质加标、基质加标平行样及样品平行样的测定,以进行质量控制与质量保证。8 种人工甜味剂通过内标法进行定量,用 50 ng·mL$^{-1}$内标混合物从 0.5 至 100 ng·mL$^{-1}$(SUC 为 2 ~ 400 ng·mL$^{-1}$)进行 6 点标准曲线校正,结果显示出良好的线性($r^2 \geqslant 0.99$)。目标化合物的回收率为 83.8% ~ 109.8%。目标化合物的线性范围、检出限和定量限详细记录在表 2 中。

**表 2 目标化合物检测的线性范围、检出限和定量限**

Table 2 Linear range, limits of detection (LOD) and limits of quantification (LOQ) of target compounds

| 化合物 Compound | 线性范围 /(ng·mL$^{-1}$) Linear range /(ng·mL$^{-1}$) | 检出限 /(ng·L$^{-1}$) LOD /(ng·L$^{-1}$) | 定量限 /(ng·L$^{-1}$) LOQ /(ng·L$^{-1}$) |
|---|---|---|---|
| ACE | 0.1 ~ 100 | 4 | 12 |
| SAC | 0.1 ~ 100 | 36 | 121 |
| CYC | 0.1 ~ 100 | 2 | 6 |
| SUC | 2 ~ 400 | 188 | 625 |
| ASP | 0.1 ~ 100 | 3 | 11 |
| ALI | 0.1 ~ 100 | 3 | 12 |
| ADV | 0.1 ~ 100 | 1 | 3 |
| NEO | 0.1 ~ 100 | 1 | 4 |

1.6 风险评估

使用风险商(risk quotient, RQ)方法评估了检测到的人工甜味剂构成的生态风险[18]。将 RQ 计算为测得的环境污染物的浓度(measured environment

concentration, MEC)除以预测的无效应浓度(predicted no effect concentration, PNEC)的商(公式(1))。PNEC 值是急性或短期毒性数据($LC_{50}$ 或 $EC_{50}$)除以评估系数(assessment factor, AF)的商(公式(2))。

$$RQ=\frac{MEC}{PNEC} \tag{1}$$

$$PNEC=\frac{LC_{50}\text{ 或 }EC_{50}}{AF} \tag{2}$$

式中:$LC_{50}$ 为通过生物毒性试验获得的半数致死浓度,$EC_{50}$ 为半数效应浓度,检测到的化合物的 $LC_{50}$ 或 $EC_{50}$ 值是从美国环境保护局(ecological structure activity relationship,ECOSAR v2.0 模型)获得,AF 取 1 000[20]。风险分类基于风险等级标准,其中 RQ<0.01:“不太可能带来风险”;0.01<RQ<0.1:“低风险”;0.1<RQ<1:“中风险”,RQ>1:“高风险”。

此外,为了评估人工甜味剂的综合毒性,使用浓度加成模型来计算综合风险商(MRQ)(公式(3)和(4))。

$$MRQ=\max(STU_1, STU_2, \cdots\cdots STU_m)\times AF \tag{3}$$

$$STU=\sum_{i=1}^{n}\frac{MEC_i}{EC_{50i}\text{ 或 }LC_{50i}} \tag{4}$$

式中:STU 是毒性单位值之和;$m$ 是水生生物的类型,这里选择了 3 种不同营养水平(绿藻、水蚤和鱼类)的水生生物为代表;$n$ 是人工甜味剂的数量($n$=8)[21]。如果 MRQ 的值>1,则认为对水生生物或环境存在潜在风险[21]。

### 1.7　数据分析

实验数据采用 Microsoft Excel 2017、Origin Pro 2019b software (Origin Lab Corporation)和 ArcGIS 10.2 进行整理、分析及作图。

## 2　结果与讨论(Results and discussion)

### 2.1　人工甜味剂在大连近岸海域中的污染水平

大连近岸海域人工甜味剂的污染水平,如表 3 所示,在 12 个采样点收集的海水样品中都检测到了人工甜味剂。共检测到 6 种人工甜味剂,浓度范围为 2(ASP)~766(SUC) ng·$L^{-1}$。ACE 和 SUC 是主要检出的人工甜味剂,如图 2 所示,平均污染水平 ACE>SUC>CYC>SAC>NEO>ASP。ALI 和 ADV 在所有采样点均未检出,表明 ALI 和 ADV 在当地可能极少使用。

**表 3　人工甜味剂的预测的无效应浓度(PNEC)值及在各站点的浓度**

Table 3　The predicted no effect concentration (PNEC) values and concentrations of artificial sweeteners at each site

(ng·$L^{-1}$)

| | 人工甜味剂浓度(SD) Artificial sweetener concentration (SD) | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | SAC | ACE | CYC | SUC | NEO | ASP | ALI* | ADV* |
| S1 | 60(8) | 523(10) | 240(13) | 766(12) | 13(4) | 2(0) | ND | ND |
| S2 | 65(5) | 557(20) | 179(16) | 760(22) | 16(6) | 2(0) | ND | ND |
| S3 | 52(7) | 315(12) | 137(5) | 117(6) | 20(2) | 3(1) | ND | ND |
| S4 | 47(9) | 313(16) | 123(8) | 170(2) | 14(2) | 4(1) | ND | ND |
| S5 | 57(8) | 285(19) | 71(8) | 135(3) | 16(4) | 5(1) | ND | ND |
| S6 | 58(8) | 272(5) | 107(6) | 177(8) | 15(3) | 5(1) | ND | ND |
| S7 | 35(9) | 209(9) | 68(7) | 77(6) | 16(5) | 2(2) | ND | ND |
| S8 | 43(6) | 165(3) | 63(7) | 71(1) | 19(5) | 4(1) | ND | ND |
| S9 | 55(5) | 317(7) | 117(16) | 164(5) | 16(4) | 3(2) | ND | ND |
| S10 | 77(4) | 180(7) | 88(1) | 102(4) | 19(2) | 6(2) | ND | ND |
| S11 | 42(6) | 182(3) | 258(9) | 66(4) | 21(4) | 3(0) | ND | ND |
| S12 | 29(5) | 103(5) | 33(3) | 32(2) | 17(1) | 5(1) | ND | ND |
| | 人工甜味剂 PNEC 值 PNEC values of artificial sweeteners | | | | | | | |
| 绿藻 Green algae | 57 300 | 11 495 210 | 19 587 960 | 16 554 930 | 17 060 | 1 282 220 | – | – |
| 水蚤 Daphnia | 1 022 010 | 55 082 250 | 104 266 530 | 69 934 500 | 25 320 | 997 070 | – | – |
| 鱼类 Fish | 830 880 | 131 965 700 | 256 234 660 | 162 518 890 | 191 740 | 10 467 790 | – | – |

注:* ALI 和 ADV 由于没有 $LC_{50}$ 和 $EC_{50}$ 值,故无 PNEC 数据;SD 为标准偏差。

Note: * There was no PNEC data for ALI and ADV, due to the absence of $LC_{50}$ and $EC_{50}$ values; SD is the standard deviation.

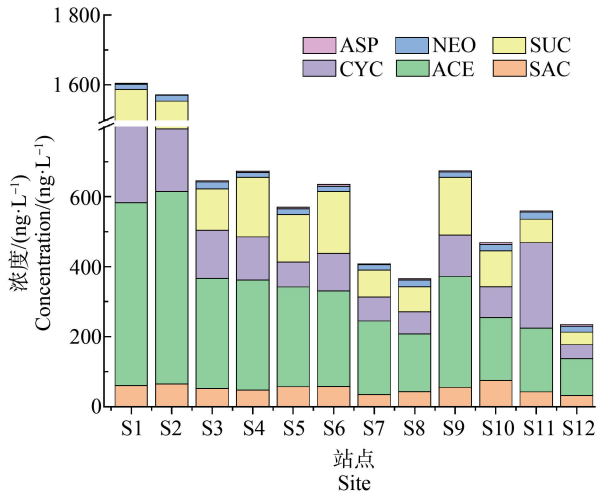



**图 2 不同采样点人工甜味剂的污染水平**

Fig. 2 Accumulation levels of artificial sweeteners at different sampling points

目前国内外针对沿海近岸水域人工甜味剂污染水平的报道相对较少,本研究同现有的研究进行了比较(表 4)。比较分析显示,大连近岸海域的人工甜味剂总体浓度水平(按检测最大浓度计)要高于北海(North Sea)[15],显著低于加的斯湾(Bay of Cadiz)[17]的污染水平。国内的研究显示,人工甜味剂总体浓度水平略高于中国香港维多利亚港[19],但显著低于中国天津渤海[10]的污染水平。不同国家及中国不同地区近岸海域中人工甜味剂的污染水平差异,可能来源于所研究地区的人口密度、饮食习惯及人工甜味剂的生产和消费的差异。特别的,中国天津渤海[10]中人工甜味剂的总浓度比大连近岸海域的人工甜味剂总体浓度水平要高约 60 倍。在其他环境污染物检测中,也发现类似的现象,例如抗生素[22]、有机磷酸酯[23]和邻苯二甲酸酯[24]等,均表现出渤海的污染水平要高于黄海,这可能与环渤海地区的城市贡献及主要河流汇集相关。

## 2.2 人工甜味剂在大连近岸海域中的污染分布

大连近岸海域人工甜味剂的污染分布,如图 3 所示。监测结果表明,大连近岸海域普遍存在人工甜味剂的污染。与其他站点相比,站点 S1 及站点 S2 的人工甜味剂总体浓度水平较高,原因可能是该站点位于入海排污口和大连湾港口附近,WWTP 的污水排放及港口区域其他污染排放综合作用导致。在本研究中,站点 S1 和 S2 的 SUC 浓度要远高于其他站点,平均浓度分别为 764 ng·L$^{-1}$和 760 ng·L$^{-1}$,除站点 S1 和 S2 外,其余站点的 SUC 浓度水平则相对较低(32 ~ 177 ng·L$^{-1}$),与 Xie 等[18]报道的中国辽东半岛地区 SUC 浓度水平相似。站点 S12 的人工甜味剂总体浓度水平最低,该站点位于海带养殖区,人们活动相对较少。站点 S6 的总体浓度水平要高于 S7,表明人工甜味剂的浓度水平可能受到离岸距离的影响,这一结果也与 Xie 等[18]的研究结果一致。从功能区上来看,人工甜味剂浓度

**表 4 人工甜味剂在不同地区近岸海域的污染水平**

Table 4 Pollution levels of artificial sweeteners in coastal water in different regions

(ng·L$^{-1}$)

| 地区 Region | 人工甜味剂浓度 Artificial sweetener concentration | | | | | 参考文献(年份) References (Year) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | SUC | SAC | CYC | ACE | ASP | |
| 美国佛罗里达 Florida, USA | 147 ~ 394 | – | – | | – | [13](2009) |
| 美国纽约港 New York Harbor, USA | 498 ~ 16 200 | – | – | – | – | [14](2018) |
| 亚得里亚海(意大利近岸区域) Adriatic (Coastal region of Italy) | 3.0 ~ 11.1 | – | – | – | – | [16](2013) |
| 中国辽东半岛 Liaodong Peninsula, China | 33 ~ 140 | – | – | – | – | [18](2020) |
| 北海(挪威近岸区域) North Sea (Coastal region of Norway) | 6.41 ~ 32.3 | <0.95 ~ 3.01 | – | 0.94 ~ 9.7 | – | [15](2016) |
| 加的斯湾(西班牙近岸区域) Bay of Cadiz (Coastal region of Spain) | 480 ~ 2 950 | <10 ~ 24 000 | <10 ~ 80 | <10 ~ 50 | <10 ~ 20 | [17](2018) |
| 中国维多利亚港 Victoria Harbor, China | 200 | 250 | 230 | 340 | – | [19](2014) |
| 中国渤海 Bohai Sea, China | 600 | 1 300 | 1 500 | 99 000 | – | [10](2013) |
| 中国大连 Dalian, China | 32 ~ 766 | 30 ~ 78 | 33 ~ 258 | 103 ~ 557 | 2 ~ 6 | 本研究 This study |

水平由大到小排列为:排污口、港口附近(S1 ~ S4)>旅游景区(S6、S7、S9)>码头(S11)>滨海浴场、滨海公园(S5、S8、S10)>养殖区(S12),表明人工甜味剂的浓度水平可能与人们的活动有关,WWTP 的出水和近岸附近的其他污染排放是人工甜味剂进入海洋的主要来源。

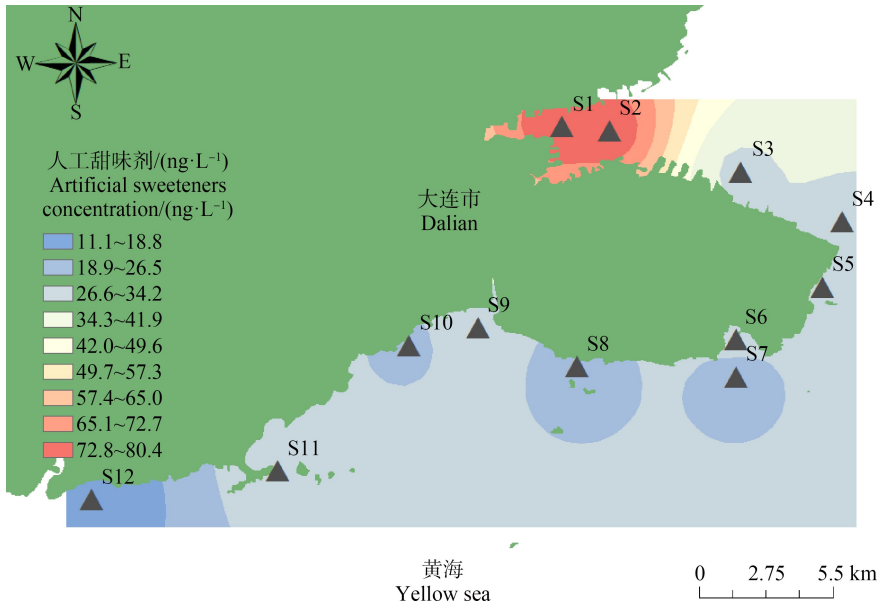



**图 3　人工甜味剂在大连近岸海域的污染分布**

Fig. 3　Pollution distribution of artificial sweeteners in coastal waters of Dalian

## 2.3　生态风险评估

为评估人工甜味剂残留对海洋生态环境的不利影响,在 RQ 的基础上对 6 种目标人工甜味剂的生态风险进行了评估。本研究利用 PNEC 和 MEC 对影响绿藻、水蚤和鱼类的目标化合物进行了风险评估。根据 PNEC 值和检出最大的 MEC 值计算 RQ。结果表明,大连近岸黄海海域中目标人工甜味剂对绿藻、水蚤和鱼类均不太可能带来风险(RQ<0.01)。

单一化学品的风险评估,仅能提供海洋生态环境影响的部分信息。为此,进一步进行了累积风险评估,结果表明本研究中人工甜味剂混合风险商数值(MRQ)在 0.002 和 0.004 之间,其中 SAC 和 NEO 因其 PNEC 值较低,其贡献占采样点 MRQ 的 94% 以上(图 4)。本研究也对渤海湾(天津)的污染水平进行了累积风险评估,结果显示其已对近岸海洋生态环境带来低风险。Wiklund 等[25]的研究已表明 SUC 对水体中水蚤行为会产生影响。尽管本研究的结果显示现阶段这些人工甜味剂对大连近岸黄海海域的水生生物不太可能构成生态风险。但由于大连濒临黄海、渤海,且这些人工甜味剂在大连近海已表现出高频检出,因此有必要对大连近岸海域中的人工甜味剂进行更密切的长期监测。

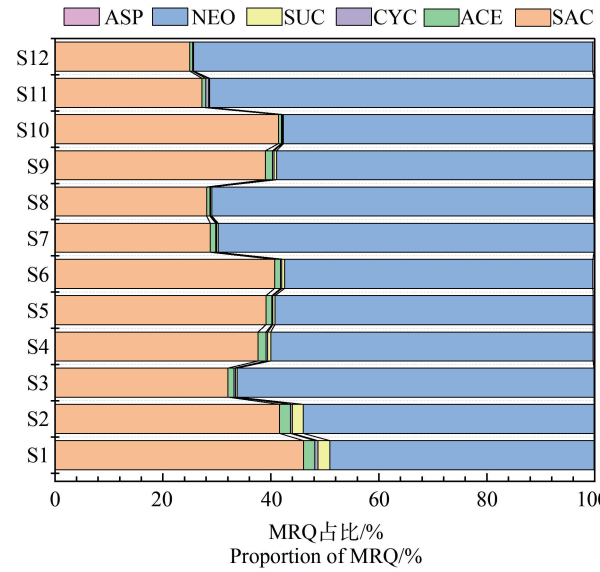



**图 4　大连近岸海域中人工甜味剂综合风险商(MRQ)的占比**

Fig. 4　Proportion of mixture risk quotient (MRQ) of artificial sweetener in Dalian coastal waters

本研究对大连近岸海域中表层海水 8 种典型人工甜味剂的污染水平进行了研究,有 6 种人工甜味剂能够被检测到,其中 SUC 和 ACE 的环境污染浓

度水平较高,浓度范围分别为32～766 ng·L$^{-1}$和103～557 ng·L$^{-1}$。综合污染水平显示国内外不同海域污染水平差异显著,其中,大连黄海近岸海域人工甜味剂的污染水平低于渤海海域。污染分布显示人工甜味剂的浓度水平排序为:排污口、港口附近(S1～S4)>旅游景区(S6、S7、S9)>码头(S11)>滨海浴场、滨海公园(S5、S8、S10)>养殖区(S12),表明人工甜味剂的浓度水平与人们的活动有关。生态风险评估结果表明,现阶段目标人工甜味剂对大连近岸水生生物不太可能产生生态风险。

**通讯作者简介:**曲宝成(1976—),男,博士,副研究员,主要研究方向为海水污染评价。

**参考文献(References):**

[1] Scheurer M, Brauch H J, Lange F T. Analysis and occurrence of seven artificial sweeteners in German waste water and surface water and in soil aquifer treatment (SAT) [J]. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 2009, 394(6): 1585-1594

[2] 中国食品添加剂编辑部. 中国食品添加剂和配料协会召开甜味剂专业委员会和功能糖配料专业委员会2018年行业年会[J]. 中国食品添加剂, 2018(11): 46-47
Editorial of China Food Additives. 2018 CFAA Sweeteners Committee & Functional Sugar Ingredients Committee Annual Conference was held [J]. China Food Additives, 2018(11): 46-47 (in Chinese)

[3] Zeynep F, Sifa T. Determination of the effects of some artificial sweeteners on human peripheral lymphocytes using the comet assay [J]. Journal of Toxicology and Environmental Health Sciences, 2014, 6(8): 147-153

[4] Soffritti M, Belpoggi F, Manservigi M, et al. Aspartame administered in feed, beginning prenatally through life span, induces cancers of the liver and lung in male Swiss mice [J]. American Journal of Industrial Medicine, 2010, 53(12): 1197-1206

[5] Schiffman S S, Rother K I. Sucralose, A synthetic organochlorine sweetener: Overview of biological issues [J]. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B, 2013, 16(7): 399-451

[6] Gallus S, Scotti L, Negri E, et al. Artificial sweeteners and cancer risk in a network of case-control studies [J]. Annals of Oncology, 2007, 18(1): 40-44

[7] Praveena S M, Cheema M S, Guo H R. Non-nutritive artificial sweeteners as an emerging contaminant in environment: A global review and risks perspectives [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 170: 699-707

[8] Brorstrm-Lundén E, Svenson A, Viktor T, et al. Sucralose in Surface Waters and STP Samples [M]// Measurements of Sucralose in the Swedish Screening Program 2007-PART I. Stockholm: Stockholm Report, 2008: 1-24

[9] Subedi B, Kannan K. Fate of artificial sweeteners in wastewater treatment plants in New York State, USA [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(23): 13668-13674

[10] Gan Z W, Sun H W, Feng B T, et al. Occurrence of seven artificial sweeteners in the aquatic environment and precipitation of Tianjin, China [J]. Water Research, 2013, 47(14): 4928-4937

[11] Loos R, Gawlik B M, Boettcher K, et al. Sucralose screening in European surface waters using a solid-phase extraction-liquid chromatography-triple quadrupole mass spectrometry method [J]. Journal of Chromatography A, 2009, 1216(7): 1126-1131

[12] Morlock G E, Schuele L, Grashorn S. Development of a quantitative high-performance thin-layer chromatographic method for sucralose in sewage effluent, surface water, and drinking water [J]. Journal of Chromatography A, 2011, 1218(19): 2745-2753

[13] Mead R N, Morgan J B, Avery G B Jr, et al. Occurrence of the artificial sweetener sucralose in coastal and marine waters of the United States [J]. Marine Chemistry, 2009, 116(1-4): 13-17

[14] Cantwell M G, Katz D R, Sullivan J C, et al. Spatial patterns of pharmaceuticals and wastewater tracers in the Hudson River Estuary [J]. Water Research, 2018, 137: 335-343

[15] Brumovský M, Bečanová J, Kohoutek J, et al. Exploring the occurrence and distribution of contaminants of emerging concern through unmanned sampling from ships of opportunity in the North Sea [J]. Journal of Marine Systems, 2016, 162: 47-56

[16] Loos R, Tavazzi S, Paracchini B, et al. Analysis of polar organic contaminants in surface water of the northern Adriatic Sea by solid-phase extraction followed by ultra-high-pressure liquid chromatography-QTRAP® MS using a hybrid triple-quadrupole linear ion trap instrument [J]. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 2013, 405(18): 5875-5885

[17] Baena-Nogueras R M, Traverso-Soto J M, Biel-Maeso M, et al. Sources and trends of artificial sweeteners in coastal waters in the bay of Cadiz (NE Atlantic) [J]. Marine Pollution Bulletin, 2018, 135: 607-616

[18] Xie H J, Chen J W, Huang Y, et al. Screening of 484 trace organic contaminants in coastal waters around the Lia-

odong Peninsula, China: Occurrence, distribution, and ecological risk [J]. Environmental Pollution, 2020, 267: 115436

[19] Sang Z Y, Jiang Y N, Tsoi Y K, et al. Evaluating the environmental impact of artificial sweeteners: A study of their distributions, photodegradation and toxicities [J]. Water Research, 2014, 52: 260-274

[20] Yang Y Y, Zhao J L, Liu Y S, et al. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and artificial sweeteners (ASs) in surface and ground waters and their application as indication of wastewater contamination [J]. The Science of the Total Environment, 2018, 616-617: 816-823

[21] Zhang Y X, Chen H Y, Jing L J, et al. Ecotoxicological risk assessment and source apportionment of antibiotics in the waters and sediments of a peri-urban river [J]. The Science of the Total Environment, 2020, 731: 139128

[22] Zhang R J, Tang J H, Li J, et al. Antibiotics in the offshore waters of the Bohai Sea and the Yellow Sea in China: Occurrence, distribution and ecological risks [J]. Environmental Pollution, 2013, 174: 71-77

[23] Zhong M Y, Tang J H, Guo X Y, et al. Occurrence and spatial distribution of organophosphorus flame retardants and plasticizers in the Bohai, Yellow and East China Seas [J]. Science of the Total Environment, 2020, 741: 140434

[24] Zhang Z M, Zhang H H, Zou Y W, et al. Distribution and ecotoxicological state of phthalate esters in the sea-surface microlayer, seawater and sediment of the Bohai Sea and the Yellow Sea [J]. Environmental Pollution, 2018, 240: 235-247

[25] Wiklund A K, Breitholtz M, Bengtsson B E, et al. Sucralose: An ecotoxicological challenger? [J]. Chemosphere, 2012, 86(1): 50-55 ◆