

DOI: 10.19951/j.cnki.1672-9331.20230616001

文章编号: 1672-9331(2023)04-0105-12

引用格式: 邓冠瑛, 蒋昌波, 尹令实, 等. 基于拉格朗日粒子模型的洞庭湖微塑料迁移分布研究[J]. 长沙理工大学学报(自然科学版), 2023, 20(4): 105-116.

Citation: DENG Guanying, JIANG Changbo, YIN Lingshi, et al. Study on the migration distribution of microplastic in Dongting Lake based on Lagrangian particle model [J]. J Changsha Univ Sci Tech (Nat Sci), 2023, 20(4): 105-116.

# 基于拉格朗日粒子模型的洞庭湖微塑料 迁移分布研究

邓冠瑛<sup>1</sup>, 蒋昌波<sup>1,2,3</sup>, 尹令实<sup>1,2,3</sup>, 文晓凤<sup>1,2,3</sup>, 刘易庄<sup>1,2,3</sup>

(1. 长沙理工大学 水利与环境工程学院, 湖南 长沙 410114; 2. 长沙理工大学 洞庭湖水环境治理与生态修复湖南省重点实验室, 湖南 长沙 410114; 3. 长沙理工大学 水沙科学与水灾害防治湖南省重点实验室, 湖南 长沙 410114)

**摘要:**【目的】探究微塑料进入洞庭湖后的迁移途径和输运过程。【方法】基于现场采样数据, 利用水动力模型与拉格朗日粒子模型建立洞庭湖微塑料迁移数值模型。研究微塑料在平水期与丰水期的湖内迁移规律与分布差异, 探讨微塑料聚集区分布原因并解析聚集区微塑料的来源。【结果】在平水期微塑料分布呈现出显著的非均匀性分布, 存在4个聚集区。其中, 东洞庭常年水体处聚集区面积最大, 约为133 km<sup>2</sup>, 在此聚集区内湘江所排微塑料的占比为97.96%; 在丰水期微塑料分布不呈现显著的聚集性, 但其整体扩散面积较平水期的增大33%。对比分析微塑料随湘、资、沅、澧四水入湖情况, 平水期自资江入湖微塑料的扩散面积最大, 而丰水期自沅江入湖微塑料的扩散面积最大。【结论】丰水期应关注迁移路径上的生态风险, 而平水期除关注微塑料的迁移路径外更应关注聚集区处的生态风险控制, 应重点加强对湘江入湖微塑料的管控和对湘江河道、东洞庭常年水体与各排放源附近区域微塑料的治理。本研究结果可为洞庭湖微塑料治理提供一定参考。

**关键词:** 湖泊; 微塑料; 数值模拟; 迁移与分布; 拉格朗日粒子模型

**中图分类号:** X524

**文献标志码:** A

## 0 引言

近年来随着社会和经济的快速发展, 大量污染物随河流进入湖泊, 对湖泊环境造成巨大影响。微塑料因难以降解, 在环境中存留时间过长而逐渐积累, 对水生生态系统造成威胁。微塑料在淡水环境中广泛存在, 其具有吸附疏水污染物的特性, 被生物摄入<sup>[1]</sup>后通过食物链流动<sup>[2]</sup>。除生物食用带来的风险外, 吸附在微塑料上的有机污染物也可直接对环境 and 生物造成影响<sup>[3]</sup>。目前学界对塑料的大小分类有不同的见解, 但2004年THOMPSON等<sup>[4]</sup>在*Science*上首次使用“微塑料”一词之后, 微塑料皆指直径小于5 mm的塑料颗粒。

计算机科学的发展促进了数值方法在微塑料量化和表征中的应用<sup>[5]</sup>。由于实地采样的时空一致性很难保证, 数值模拟与实地采样相比成本低廉, 可通过精细网格分辨率模拟一些关键物理过程, 并可预测无法监测地区的潜在聚集区域。粒子追踪模型是实地调查中常用的一种模型, 被应用在许多研究中<sup>[6-8]</sup>, 被视为模拟微塑料经历的物理过程和传输机制的重要工具<sup>[9-12]</sup>。在之前的研究中, 数值模拟已被广泛用于预测微塑料的行为<sup>[13-15]</sup>。此外, 有些研究预测了微塑料在不同环境下的来源、运输和归宿<sup>[16-18]</sup>。

微塑料进入水体后受水动力、风等多种因素的影响<sup>[19-21]</sup>, 但主要影响因素为水动力条件<sup>[20-21]</sup>, 其最终分布情况由输入源位置决定<sup>[22-23]</sup>。准确模

收稿日期: 2023-06-16; 修回日期: 2023-07-16; 接受日期: 2023-07-17

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52109006)、湖南省自然科学基金资助项目(2021JJ40100)、长沙理工大学科研创新基金资助项目(CX2021SS42)

通信作者: 蒋昌波(1970—)(ORCID: 0000-0003-1947-4831), 男, 教授, 主要从事河流、海岸动力过程及其模拟技术方面的研究。E-mail: jiangchb@csust.edu.cn

拟微塑料的运动及在水体中的迁移过程对认识微塑料的分布情况与其对环境的影响非常重要。拉格朗日粒子模型能够准确模拟包含微塑料的水平流动模式,由此可知,利用拉格朗日粒子模型对微塑料迁移过程进行数值模拟有助于分析某一地区微塑料的污染状况,有利于提高对微塑料表面扩散动态的认识。

目前,关于洞庭湖的研究主要集中在重金属、营养盐等<sup>[24-25]</sup>方面,对洞庭湖表面水与沉积物中的微塑料相关研究较少<sup>[26-27]</sup>。尹令实<sup>[28]</sup>利用数学模型模拟了丰水期微塑料的迁移,但其未考虑平水期的情况,也未对其迁移规律进行进一步的分析。为进一步了解洞庭湖范围内微塑料的分布和迁移情况,本文结合尹令实<sup>[28]</sup>采样数据,利用水动力模型与拉格朗日粒子模型对比微塑料在平水期与丰水期的迁移规律与分布情况,结合各排放源微塑料的输入情况,探究其热点聚集区并解析聚集区微塑料的来源,为洞庭湖微塑料污染防治提供理论基础。

## 1 研究区域与研究方法

### 1.1 研究区域

洞庭湖是一个通江湖泊,位于湖南省北部,面积约为 26.28 万 km<sup>2</sup><sup>[29]</sup>。洞庭湖水系中主要有湘、

资、沅、澧 4 条入湖河流(图 1),这 4 条河流为洞庭湖提供了大部分水源。这些河流的水流汇聚到洞庭湖,形成湖区的流动结构,除水流入湖外,还携带了微塑料和其他影响湖区水质的污染物。

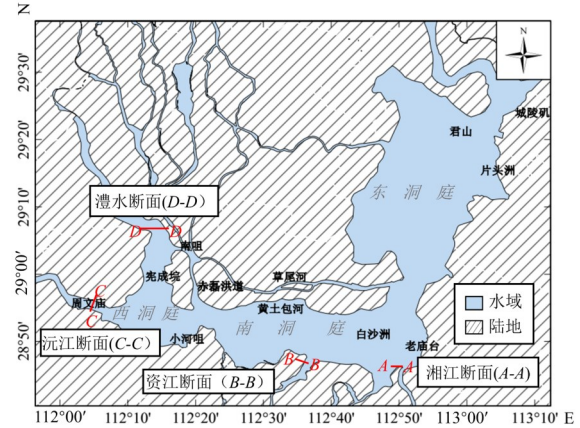


图 1 研究区域概况:洞庭湖区域内主要地标与各排放口位置

Fig. 1 Overview of the study area: location of major landmarks and outfalls in the Dongting Lake area

### 1.2 模型方法

#### 1.2.1 水动力模型

拉格朗日粒子模型所用的流场由基于二维水动力模型产生,流量和水位的变化由二维浅水方程描述,其表达式如下:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial h \bar{u}}{\partial x} + \frac{\partial h \bar{v}}{\partial y} = hS \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial h \bar{u}}{\partial t} + \frac{\partial h \bar{u}^2}{\partial x} + \frac{\partial h \bar{u} \bar{v}}{\partial y} = f \bar{v} h - gh \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{h \partial p_a}{\rho_0 \partial x} - \frac{gh^2}{2\rho_0} \frac{\partial \rho}{\partial x} + \frac{\tau_{sx}}{\rho_0} - \frac{\tau_{bx}}{\rho_0} - \frac{1}{\rho_0} \left( \frac{\partial S_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial S_{xy}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial x} (hT_{xx}) + \\ \frac{\partial}{\partial y} (hT_{xy}) + hu_s S \end{aligned} \quad (2)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial h \bar{v}}{\partial t} + \frac{\partial h \bar{v}^2}{\partial y} + \frac{\partial h \bar{u} \bar{v}}{\partial x} = f \bar{u} h - gh \frac{\partial \eta}{\partial y} - \frac{h \partial p_a}{\rho_0 \partial y} - \frac{gh^2}{2\rho_0} \frac{\partial \rho}{\partial y} + \frac{\tau_{sy}}{\rho_0} - \frac{\tau_{by}}{\rho_0} - \frac{1}{\rho_0} \left( \frac{\partial S_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial S_{yy}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial x} (hT_{xy}) + \\ \frac{\partial}{\partial y} (hT_{yy}) + hv_s S \end{aligned} \quad (3)$$

式中: $u$ 、 $v$ 分别为 $x$ 、 $y$ 方向的速度分量; $\bar{u}$ 、 $\bar{v}$ 为基于平均水深的流速; $t$ 为时间; $x$ 、 $y$ 为笛卡尔坐标; $h = \eta + d$ 为总水头,其中 $\eta$ 为河底高程, $d$ 为静水深; $g$ 为重力加速度; $\rho$ 为水的密度; $S_{yy}$ 、 $S_{xx}$ 、 $S_{xy}$ 、 $S_{yx}$ 为辐射应力的分量; $P_a$ 为大气压强; $\rho_0$ 为水的相对密度; $S$ 为点源流量大小, $u_s$ 、 $v_s$ 为源汇项水流的流速; $\tau_{bx}$ 、 $\tau_{by}$ 、 $\tau_{sx}$ 、 $\tau_{sy}$ 、 $\tau_{xy}$ 、 $\tau_{yx}$ 分别为剪切应力在 $x$ 、 $y$ 方向上的分量; $T_{xx}$ 、 $T_{xy}$ 、 $T_{yy}$ 分别由涡黏性公式求得,如式(4)所示:

$$T_{xx} = 2A \frac{\partial u}{\partial x}, T_{xy} = A \left( \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial u}{\partial y} \right), T_{yy} = 2A \frac{\partial v}{\partial y} \quad (4)$$

式中: $A$ 为控制体的单元面积。

水动力模型使用三角网格,为保证模型精度对湖内主要航道进行加密处理。网格精度为 15 ~ 150 m。研究区域为洞庭湖,模拟范围为东经 112° 30' ~ 113° 10',北纬 28° 50' ~ 29° 30',上游边界条件采用桃源站、桃江站、安乡站、长沙枢纽站、津市

站、宜昌站的平均流量,下游边界条件采用城陵矶站水位-流量关系。地形资料来源于课题组最新收集到的研究区域水下地形实测资料。选用2019年数据作为边界条件,最小时间步长为3.0 s。本研究对比分析微塑料颗粒在平水期(9月28日—10月30日)与丰水期(6月19日—7月14日)两种水文情况下的迁移与分布规律。

### 1.2.2 拉格朗日粒子模型

本文使用拉格朗日粒子模型对微塑料进行模拟,模型通过对流体动力学速度场进行插值,生成高分辨率的新网格速度场。描述粒子运动轨迹的运动方程为:

$$\frac{dx_i}{dt} = v_i(x_i(t), t) + D_i \quad (5)$$

式中: $v_i$ 为 $t$ 瞬间和 $x_i$ 处的速度场, $i$ 为位置; $D_i$ 是扩散速度。拉格朗日粒子模型能够追踪粒子在空间中的位置,并对粒子的输移过程进行数值量化。该模型的优势在于可单独评估每个排放源的影响。

塑料的强抗降解性使其在环境中不断积累,在拉格朗日粒子模型中通过降解率这一参数控制其化学反应速率,降解率取模型中的参考值,即 $1.53 \times 10^{-10}$ ,微塑料粒径取1 mm。由于缺少洞庭湖

微塑料背景资料,本文主要研究入湖微塑料迁移与分布情况,故假定其初始浓度为0。温度选取模拟当月平均气温,数据来自国家气象科学数据中心。

扩散系数分为水平扩散系数与垂直扩散系数,在模型中假定扩散各向同性。扩散系数依据Stokes-Einstein方程确定。微塑料虽更容易受到垂直输送的影响,但其垂直迁移率低,水平迁移机制更为显著<sup>[30]</sup>,故本文不考虑微塑料垂直方向上的迁移。

$$D = \frac{kT}{6\pi\mu r} \quad (6)$$

式中: $k$ 为玻尔兹曼常数; $\mu$ 为溶剂黏度; $r$ 为扩散粒子的半径; $T$ 为温度。

### 1.2.3 粒子释放试验

微塑料输入速率参考课题组成员的采样统计数据,洞庭湖区内采集的微塑料样本中,聚苯乙烯占比较多<sup>[28]</sup>,不同密度微塑料在表面水中的占比见表1。洞庭湖水系中湘、资、沅、澧4条入湖河流,由于缺乏对每个源头微塑料通量的研究,故排放速率根据入湖口附近的采样数据确定<sup>[28]</sup>。本文暂不考虑微塑料在垂直方向上的运动,湘、资、沅、澧排放口处的微塑料排放速率见表1。

表1 微塑料在洞庭湖表面水中占比与各排放口微塑料排放速率

Table 1 The proportion of microplastics in the surface water of Dongting Lake and the discharge rate of microplastics at each discharge port

微塑料	不同密度的微塑料在洞庭湖表面水中的占比		各排放口微塑料排放速率/(个·s <sup>-1</sup> )			
	$\rho/(\text{g} \cdot \text{cm}^{-3})$	百分比/%	湘江	资江	沅江	澧水
聚对苯二甲酸乙二醇酯	1.30	29.79	0.060	0.042	0.055	0.035
聚丙烯	0.89	17.02	0.034	0.024	0.031	0.020
聚苯乙烯	1.05	40.43	0.081	0.057	0.074	0.047
聚乙烯	0.94	12.77	0.026	0.018	0.023	0.015

## 1.3 模型验证

### 1.3.1 水动力模型验证

图2为西洞庭湖(南咀站、小河咀站、周文庙站)、南洞庭湖(沅江站、营田站)及东洞庭湖(鹿角站)各水文站在平水期、丰水期的实测水位与模拟水位的对比图。由图2可以看出,洞庭湖各站点的模拟水位与实测水位基本一致,除局部低水位段的模拟误差较大外,模拟周期内各站点的水位模拟值与实测值吻合较好。通过计算湖内各水文站点模拟值的纳什效率系数、水位绝对误差及均方根误差对模拟结果进行误差分析,结果见表2。从

表2可以看出,湖内各水文站点模拟结果的纳什系数均大于0.89,水位绝对误差在0.04~0.09 m之间,均方根误差最大值为0.11(南咀)。可见,该模型对于洞庭湖的水动力模拟良好,可在此基础上进一步对微塑料迁移进行模拟。

### 1.3.2 拉格朗日粒子模型验证

目前,关于洞庭湖的微塑料现场监测研究较少,无法依据采样数据进行定量验证。通过对比2018年平水期采样数据与模拟数据的特征值的出现位置,可找到其相同规律。图3为2018年平水期西洞庭湖(南咀站、小河咀站、周文庙站)、南洞

庭湖(沅江站、营田站)及东洞庭湖(鹿角站)各水文站实测水位与模拟水位的对比图。由图3可以看出,洞庭湖内各站点的模拟水位与实测水位基

本一致,除局部高水位段的模拟误差较大外,模拟周期内各站点的水位模拟值与实测值吻合较好。

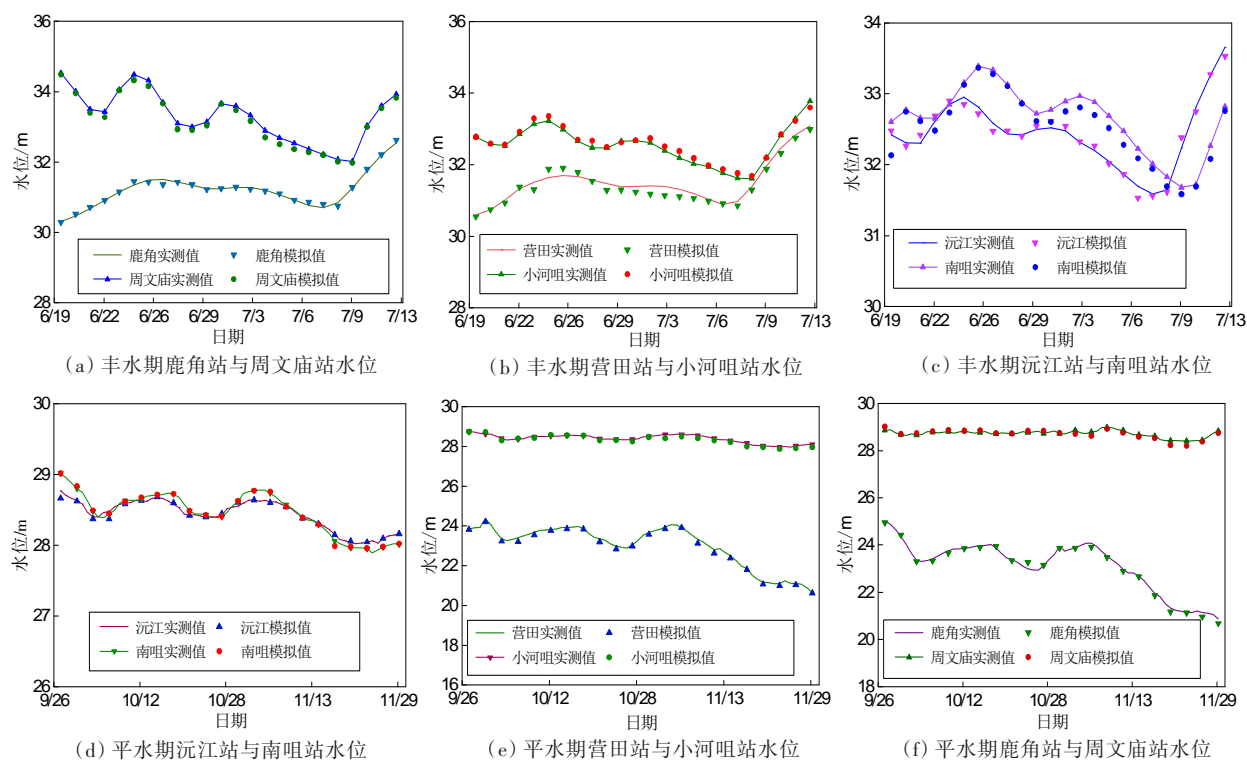


图2 各站点丰水期与平水期实测水位与模拟水位对比图

Fig. 2 Comparison of measured and simulated water levels at each station during the period of high-water and water-stable

表2 各水文站点结果误差分析汇总表

Table 2 Summary of error analysis of results at each hydrological station

水文站	2019年丰水期			2019年平水期		
	纳什效率系数	均方根误差	水位绝对误差/m	纳什效率系数	均方根误差	水位绝对误差/m
小河咀	0.91	0.10	0.08	0.96	0.07	0.07
南咀	0.89	0.11	0.06	0.89	0.10	0.07
沅江	0.90	0.08	0.06	0.97	0.05	0.09
鹿角	0.98	0.10	0.04	0.98	0.04	0.08
营田	0.98	0.10	0.07	0.94	0.09	0.08
周文庙	0.98	0.10	0.07	0.98	0.08	0.08

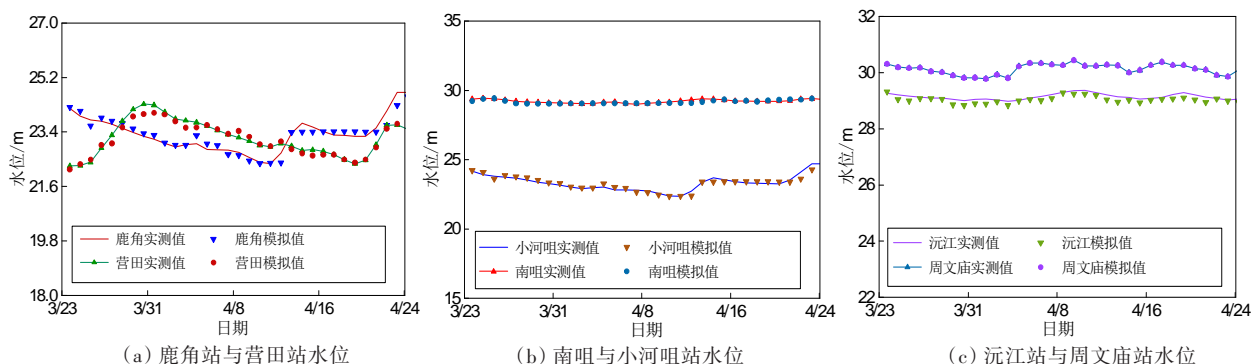


图3 各站点实测水位与模拟水位对比图

Fig. 3 Comparison of measured and simulated water levels at each station



图4为洞庭湖微塑料采样结果与拉格朗日模拟结果对比图。由图4(a)可以看出,微塑料浓度最高值出现在西洞庭、南洞庭的出口与东洞庭入口处附近,次高值出现在南咀与湘江口处。在南洞庭微塑料浓度自西向东逐渐上升,到达资江口时达到最高点,之后略微下降后再次上升,在湘江口处达到次高值。相比之下,图4(b)的最高值出现在西洞庭、南洞庭的出口处和资江口附近,次高值出现在南咀和湘江口处。微塑料在南洞庭浓度自西向东逐渐上升,到达资江口时达到最高值,之后略微下降后再次上升,在湘江口处达到次高值。通过对比图4(b)与图4(a)特征值出现的位置与变化规律,发现模型模拟结果和采样结果两者拟合较好。

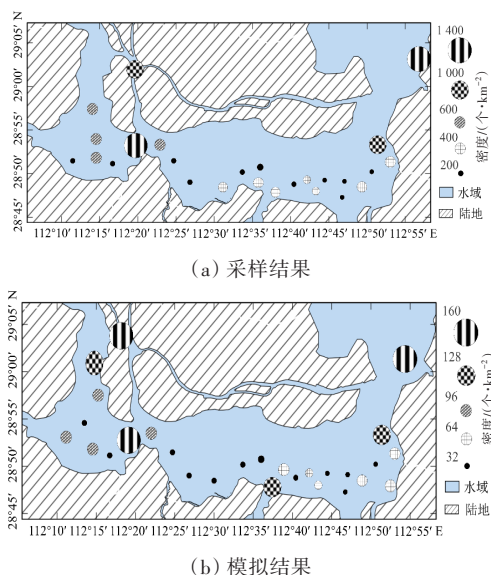


图4 洞庭湖微塑料采样结果与拉格朗日模拟结果对比图  
Fig. 4 Comparison of Dongting Lake microplastic sampling results with Lagrangian simulation results

## 2 结果

### 2.1 微塑料粒子迁移路径

图5展示了4个输入源的微塑料在平水期与丰水期的迁移路径。在平水期湘江所排微塑料沿湘江河道深水区域移动至君山附近,受水流影响聚集形成一个聚集区,之后微塑料粒子经君山时因水流的改变出现反复的聚集与消散。资江所排微塑料开始时多数向西北方向运动,之后运动方向发生改变,沿东北方向朝南洞庭中心移动,到达老庙台附近时进入湘江河道,之后沿湘江河道移动,进入湘江河道后运动轨迹与湘江排放源微塑

料的相似。沅江所排微塑料先沿西洞庭岸线运动,后向西洞庭中心移动,移动至西洞庭出口后移动方向改变,一部分沿南洞庭湖移动进入东洞庭后沿湘江河道流出洞庭湖,另一部分则向西回流后进入赤磊洪道。澧水排放源微塑料朝南咀方向移动,在到达南咀后进入草尾河,之后在草尾河岸内移动。

在丰水期湘江所排微塑料沿湘江河道移动,在进入东洞庭后因水流速度变慢,其移动速度下降,在进入东洞庭后朝东洞庭中心扩散,但其迁移轨迹始终沿湘江河道。资江所排微塑料先向东移动,到达白沙洲后沿湘江河道移动,后流出洞庭湖区域。沅江排放源微塑料在排放后呈扇形扩散,一部分经小河咀进入南洞庭湖后沿湖流入东洞庭;另一部分持续向西洞庭北部移动在经南咀时再次分支,一部分微塑料进入草尾河,另一部分经赤磊洪道进入南洞庭后沿南洞庭北岸线移动进入东洞庭。澧水所排微塑料到达完成垸附近后进入赤磊洪道,进入赤磊洪道后沿黄土包河移动,后其移动轨迹与沅江赤磊洪道分支的一致。

### 2.2 微塑料扩散面积

对平水期内各排放源微塑料所经过的湖区面积进行统计,统计结果见表3。由表3可知,各排放源按微塑料扩散面积由大到小排序依次为资江(303.29 km<sup>2</sup>)、湘江(252.00 km<sup>2</sup>)、沅江(181.74 km<sup>2</sup>)、澧水(30.38 km<sup>2</sup>)。湘江与资江排放微塑料粒子大多在南洞庭东部及东洞庭湖常年水体范围内迁移。其中,资江排放的微塑料的扩散面积是4个输入源中最大的,达303.29 km<sup>2</sup>;澧水输入的微塑料粒子只在草尾河内进行迁移,其粒子扩散面积是最小的,仅为30.38 km<sup>2</sup>;沅江输入的微塑料粒子整体上从南洞庭向东洞庭迁移,其扩散面积仅为资江的59.9%。

在丰水期各排放源按其微塑料的扩散面积由大到小排序依次为沅江(574.43 km<sup>2</sup>)、资江(198.08 km<sup>2</sup>)、澧水(157.69 km<sup>2</sup>)、湘江(90.78 km<sup>2</sup>)。湘江输入的微塑料粒子只在湘江河道内进行漂移,其粒子漂移范围最小,扩散面积仅为90.78 km<sup>2</sup>;澧水输入的微塑料粒子较湘江的漂移范围更大,其扩散面积达到157.69 km<sup>2</sup>;沅江输入的微塑料粒子整体上从南洞庭至东洞庭迁移,其扩散面积在4个输入源中最大,达到574.43 km<sup>2</sup>。

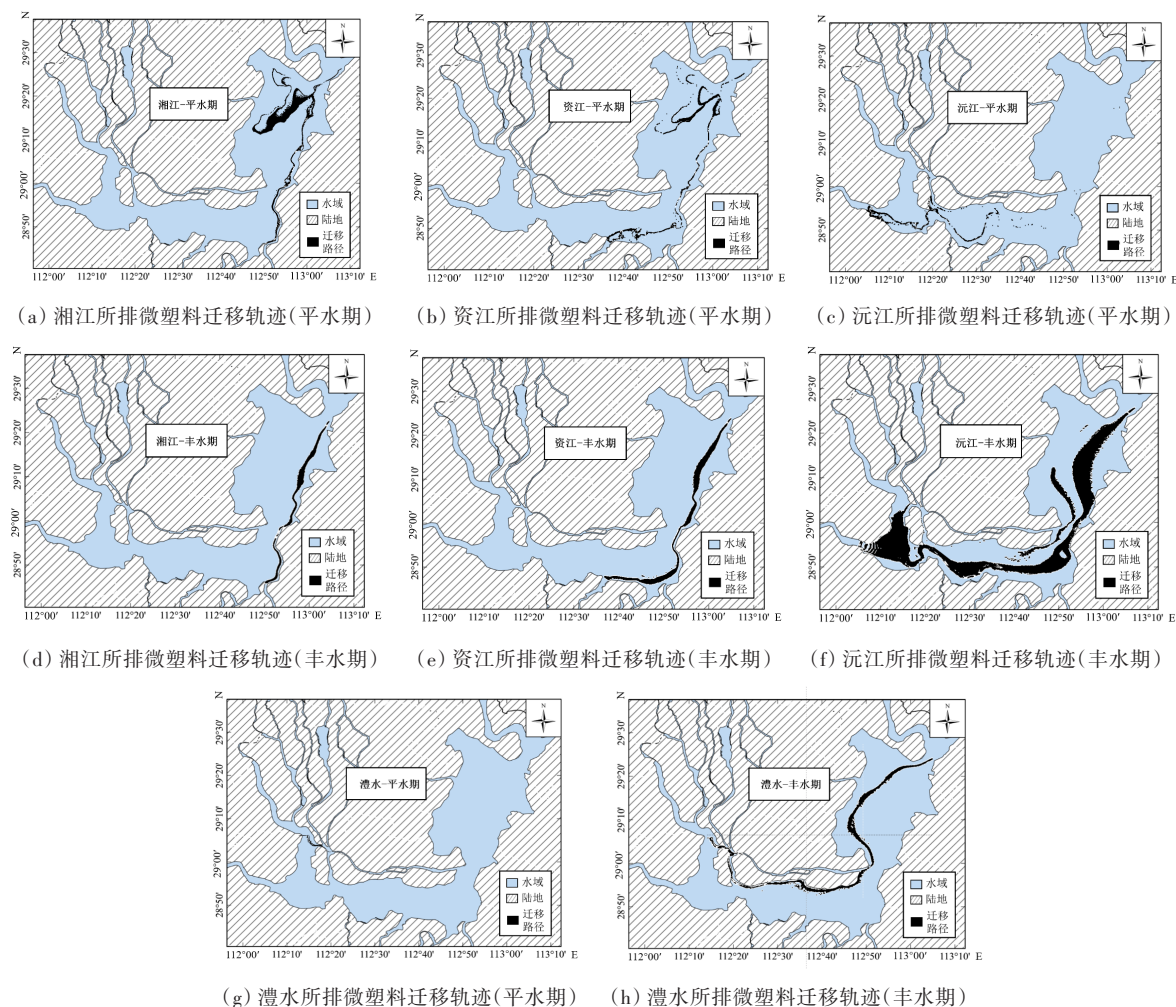


图5 平水期与丰水期微塑料迁移轨迹

Fig. 5 Trajectories of microplastics transport during water-stable period and high water period

表3 平水期与丰水期各排放源微塑料扩散面积对比

Table 3 Comparison of diffuse area of microplastics by discharge source during water-stable period and high water period

排放源	扩散面积/km <sup>2</sup>		丰水期与平水期扩散面积对比	
	丰水期	平水期	平水期较丰水期变化趋势	变化幅度/%
湘江	90.78	252.00	增加	177.59
资江	198.08	303.29	增加	53.11
沅江	574.43	181.74	减少	216.07
澧水	157.69	30.38	减少	419.05

### 3 讨论

#### 3.1 迁移轨迹与分布情况对比分析

微塑料根据其排放源位置,其迁移范围也不同。在平水期湘江与资江所排微塑料大多在南洞庭东部与湘江河道范围内迁移;来自澧水的微塑料只在草尾河内进行迁移;沅江所排微塑料则由

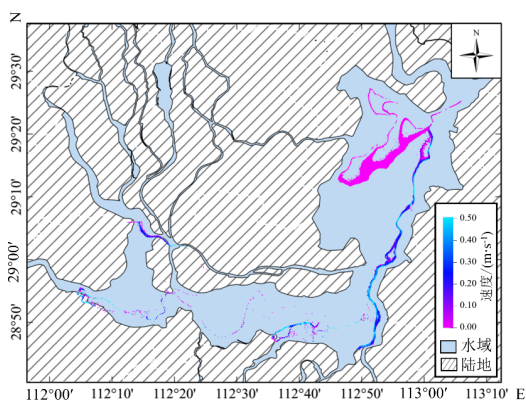
南洞庭至东洞庭进行迁移。在丰水期来自湘江的微塑料只在湘江河道内进行迁移,迁移范围最小;澧水所排微塑料在南洞庭与东洞庭内迁移,较平水期而言其迁移范围增大;沅江所排微塑料沿湖流从西洞庭至东洞庭进行迁移。对比实测数据<sup>[28,31]</sup>可知,在平水期东洞庭深水区域与各入湖口处的微塑料浓度相较其他区域较高的现象与模拟结果一致。对比尹令实<sup>[28]</sup>的模拟研究结果发



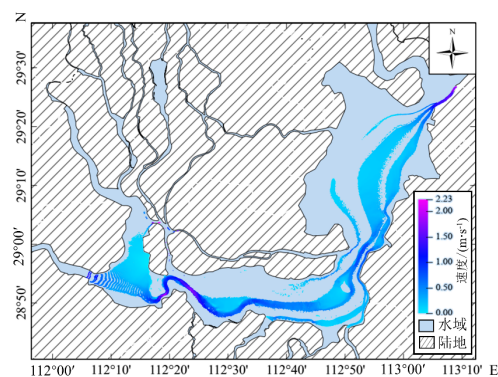
现,在丰水期除沅江微塑料的迁移轨迹在西洞庭存在差异外,其他排放源微塑料迁移轨迹无明显差异。这种现象的原因可能是模型建立时地形数据的差异造成。

各排放源微塑料在平水期与丰水期的迁移轨迹均不同,造成这种差异的主要原因是微塑料受水动力条件<sup>[22]</sup>与水域面积<sup>[32-33]</sup>的双重影响。洞庭湖水域面积年际变化显著,在丰水期其水域平均面积可达1 550.397 km<sup>2</sup>,在平水期约为710.629 km<sup>2</sup><sup>[33]</sup>。其中,东洞庭水域面积随水情变化剧烈,东洞庭沿湘江深水河槽及湖区西北部较深的分叉型水槽为常年水体<sup>[32]</sup>。在平水期东洞庭水域面积为常年水体部分,微塑料受到水域面积限制在东洞庭主要沿湘江河道运动,部分微塑料受水流影响在湖区西北部较深的分叉型水槽处聚集。在丰水期水域面积扩大,水动力条件改变,迁移轨迹也发生改变。研究发现,在相同水文条件下微塑料运动轨迹不会发生显著改变,除聚集区外部分微塑料迁移线路附近也会存在与聚集区类似的生态风险,如湘江河道,在平水期多个排放口微塑料最终都沿其移动,这可能给湘江的沿岸城市带来影响。

在平水期微塑料主要分布于西洞庭南部、南洞庭中部与东洞庭常年水体部分,没有呈现出均匀的表面分布,如图6(a)所示。这表明微塑料在湖水中存在一定程度的积聚,进一步分析发现,聚集由水流驱动<sup>[22]</sup>同时受水域面积<sup>[33]</sup>限制。在丰水期微塑料主要分布于西洞庭、南洞庭中南部与东洞庭西北部,相较于平水期,丰水期微塑料表面分布较均匀,如图6(b)所示。



(a) 平水期微塑料迁移速度与分布情况



(b) 丰水期微塑料迁移速度与分布情况

图6 平水期与丰水期微塑料迁移速度与分布情况

Fig. 6 Velocity and distribution of microplastics during water-stable period and high water period

### 3.2 微塑料扩散面积分析

在平水期微塑料以在南洞庭与东洞庭东部活动为主,而在丰水期因沅江与澧水所排微塑料在西洞庭、南洞庭与东洞庭活动范围扩大,微塑料整体扩散面积相比于在平水期增加33.0%。这种差异是由水动力条件<sup>[22]</sup>与水域面积<sup>[32]</sup>的改变导致的。各排放源因水动力条件与水域面积的变化,微塑料扩散面积的变化趋势也有所不同,沅江与澧水所排微塑料在丰水期扩散面积显著增加,而湘江与资江在丰水期所排微塑料扩散面积显著减少(表3)。在平水期资江所排微塑料扩散面积最大,而在丰水期沅江所排微塑料扩散面积最大。另外,自沅江排入湖的微塑料扩散面积受水文条件的影响较为显著,其在丰水期的扩散面积为平水期的3.2倍。

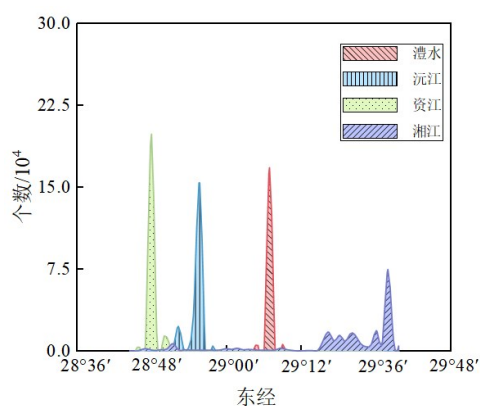
微塑料可以同时吸附不同类型的污染物<sup>[34]</sup>,当微塑料扩散面积增大时,其对有机污染物的携带距离增,影响范围扩大<sup>[35]</sup>。由丰水期与平水期微塑料扩散面积对比结果可知,丰水期相较于平水期微塑料的有机污染物的携带距离和影响范围整体上增加,但各排放源情况有所差异。在丰水期来自资江与湘江的有机污染物的携带距离和影响范围减小,而在平水期增加;在丰水期来自沅江与澧水的有机污染物的携带距离和影响范围增加,在平水期则减小。进一步分析发现,在平水期来自湘江与资江的有机污染物影响范围较大,主要影响区域为湘江河道与东洞庭深水区域。在丰水期来自沅江的有机污染物影响范围最大,主要影响范围为西洞庭。因此,针对不同来源和不同

污染期,需制定相应的污染治理策略。

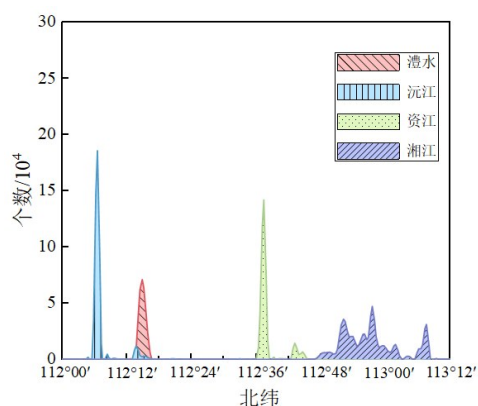
### 3.3 聚集区位置与组成对比分析

图7为湘、资、沅、澧四水的微塑料分布图。根据图7得出4个可能的微塑料聚集区,将其分别命名为RH1、RH2、RH3、RH4,如图8所示。研究表明,外部输入污染物易在河流入湖口聚集<sup>[36]</sup>,除RH1外其余聚集区皆位于入湖口附近。RH1聚集区位于东洞庭西北部较深的分叉型水槽,这与中国科学院的学者<sup>[31]</sup>在东洞庭的采样规律相似。

确定聚集区微塑料的来源,有利于评估洞庭湖内微塑料污染风险。RH1为最大的聚集区,其面积为133 km<sup>2</sup>,RH1聚集区的微塑料有97.96%来自湘江,而来自资江的仅占2.04%,由此可见,减少湘江微塑料的排放量将显著降低该聚集区的累积微塑料。除RH1之外,RH2、RH3、RH4聚集区的微塑料分别为资江、沅江、澧水所排放的微塑料。在模拟结束时,资江、沅江、澧水的微塑料浓度最高的区域皆位于各入湖口附近,原因是微塑料随水流进入湖中时,水流流速变化后微塑料速度随之变化,大部分微塑料停滞在入湖口附近。



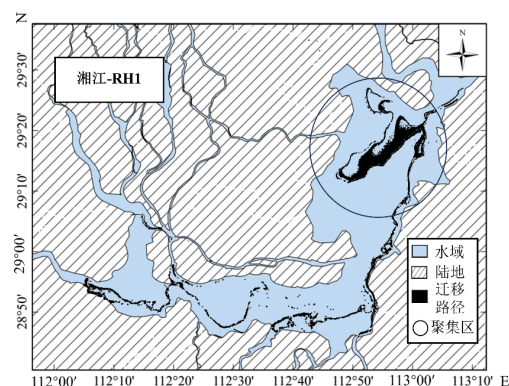
(a) 经度分布图



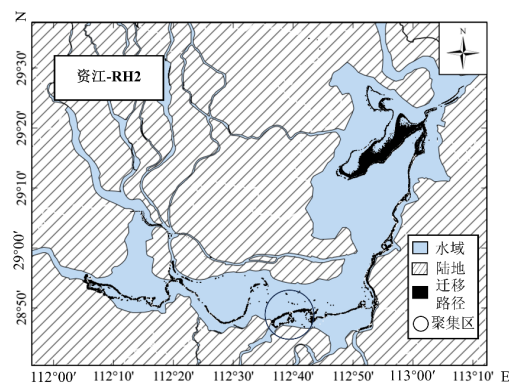
(b) 纬度分布图

图7 微塑料分布图

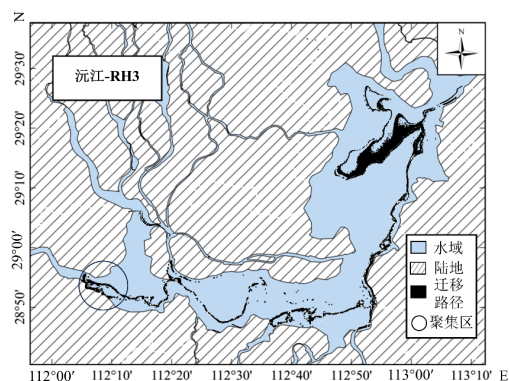
Fig. 7 Microplastics distribution



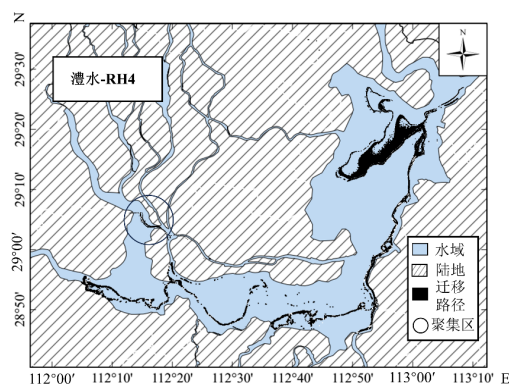
(a) 聚集区 RH1



(b) 聚集区 RH2



(c) 聚集区 RH3



(d) 聚集区 RH4

图8 微塑料聚集区

Fig. 8 Microplastics aggregation area



## 4 结论

微塑料作为新型污染物,近年来受到学界的关注。对湘、资、沅、澧四水入湖微塑料的迁移途径、输运过程进行研究,有助于丰富洞庭湖污染防治的理论,为洞庭湖微塑料污染的防治提供科学依据。本文利用水动力模型与拉格朗日粒子模型对洞庭湖内微塑料在平水期与丰水期的迁移规律与分布情况进行对比,分析微塑料对湖区生态环境的影响,得出以下结论:

1) 洞庭湖微塑料在平水期呈非均匀性分布,且在东洞庭常年水体与各排放源入湖口附近呈高聚集空间分布。在相同水文时期内,微塑料迁移轨迹无显著变化,这意味着除聚集区外,微塑料的迁移路径也会存在生态风险,因此微塑料管控与治理时应重点关注各聚集区与其主要迁移路径。

2) 洞庭湖微塑料在平水期空间分布存在4个聚集区。其中,东洞庭西北部较深的分叉型水槽(RH1)为最大的聚集区,其面积为133 km<sup>2</sup>,且该聚集区中的微塑料97.96%来自湘江,因此减少湘江微塑料的排放将显著降低聚集区的累积微塑料。

3) 微塑料可吸附污染物<sup>[34]</sup>,其扩散范围越大其所携带的有机污染物的影响范围越大<sup>[35]</sup>。在平水期来自资江的有机污染物扩散范围最广,其影响范围主要集中在湘江河道和东洞庭的深水区。在丰水期来自沅江的有机污染物扩散范围最广,其影响范围主要为西洞庭。

### [参考文献]

- [1] SENATHIRAJAH K, ATTWOOD S, BHAGWAT G, et al. Estimation of the mass of microplastics ingested-a pivotal first step towards human health risk assessment [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 404: 124004. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124004.
- [2] MACALI A, SEMENOV A, VENUTI V, et al. Episodic records of jellyfish ingestion of plastic items reveal a novel pathway for trophic transference of marine litter [J]. *Scientific Reports*, 2018, 8 (1): 6105. DOI: 10.1038/s41598-018-24427-7.
- [3] BROWNE M A, NIVEN S J, GALLOWAY T S, et al. Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity [J]. *Current Biology*, 2013, 23 (23): 2388-2392. DOI: 10.1016/j.cub.2013.10.012.
- [4] THOMPSON R C, OLSEN Y, MITCHELL R P, et al. Lost at sea: where is all the plastic? [J]. *Science*, 2004, 304 (5672): 838. DOI: 10.1126/science.1094559.
- [5] JAVIER L N, MODESTO C S, ELENA S N, et al. Deep learning approach for automatic microplastic counting and classification [J]. *Science of The Total Environment*, 2020, 765. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142728.
- [6] VENNEL R, SCHEEL M, WEPPE S, et al. Fast Lagrangian particle tracking in unstructured ocean model grids [J]. *Ocean Dynamics*, 2021, 71 (4): 423-437. DOI: 10.1007/s10236-020-01436-7.
- [7] HOFFMAN M J, HITTINGER E. Inventory and transport of plastic debris in the Laurentian Great Lakes [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 115(1-2): 273-281. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.11.061.
- [8] MASON A S, DAILY J, ALEID G, et al. High levels of pelagic plastic pollution within the surface waters of Lakes Erie and Ontario [J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2020, 46 (2): 277-288. DOI: 10.1016/j.jglr.2019.12.012.
- [9] ROSAS E, MARTINS F, TOSIC M, et al. Pathways and hot spots of floating and submerged microplastics in Atlantic Iberian Marine waters: a modelling approach [J]. *Journal of Marine Science and Engineering*, 2022, 10(11): 1640. DOI: 10.3390/jmse10111640.
- [10] LARSEN B E, AL-OBAIDI M A A, GULER H G, et al. Experimental investigation on the nearshore transport of buoyant microplastic particles [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2023, 187: 114610. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.114610.
- [11] GUERRINI F, MARI L, CASAGRANDE R. A coupled Lagrangian-Eulerian model for microplastics as vectors of contaminants applied to the Mediterranean Sea [J]. *Environmental Research Letters*, 2022, 17 (2). DOI: 10.1088/1748-9326/ac4fd9.
- [12] BIGDELI M, MOHAMMADIAN A, PILECHI A, et al. Lagrangian modeling of marine microplastics fate and transport: the state of the science [J]. *Journal of Marine Science and Engineering*, 2022, 10(4): 481. DOI: 10.3390/jmse10040481.
- [13] PEREIRO D, SOUTO C, GAGO J. Dynamics of floating marine debris in the northern Iberian waters: a model approach [J]. *Journal of Sea Research*, 2019, 144: 57-66. DOI: 10.1016/j.seares.2018.11.007.
- [14] DÍEZ-MINGUITO M, BERMÚDEZ M, GAGO J, et al. Observations and idealized modelling of microplastic transport in estuaries: the exemplary case of an upwelling system (Ria de Vigo, NW Spain) [J].

- Marine Chemistry, 2020, 222. DOI: 10.1016/j.marchem.2020.103780.
- [15] DECLERCK A, DELPEY M, RUBIO A, et al. Transport of floating marine litter in the coastal area of the south-eastern Bay of Biscay: a Lagrangian approach using modelling and observations[J]. Journal of Operational Oceanography, 2019, 12 (sup 2): S111-S125. DOI:10.1080/1755876X.2019.1611708.
- [16] CHENILLAT F, HUCK T, MAES C, et al. Fate of floating plastic debris released along the coasts in a global ocean model [J]. Marine Pollution Bulletin, 2021, 165: 112116. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112116.
- [17] CRUZ L L B, SHIMOZONO T. Transport of floating litter within Manila Bay, Philippines [J]. Marine Pollution Bulletin, 2021, 163: 111944. DOI:10.1016/j.marpolbul.2020.111944.
- [18] GUERRINI F, MARI L, CASAGRANDE R. The dynamics of microplastics and associated contaminants: data-driven Lagrangian and Eulerian modelling approaches in the Mediterranean Sea[J]. The Science of the Total Environment, 2021, 777: 145944. DOI:10.1016/j.scitotenv.2021.145944.
- [19] DING Y, LIU H F, YANG W. Numerical prediction of the short-term trajectory of microplastic particles in Laizhou Bay[J]. Water, 2019, 11 (11): 2251. DOI: 10.3390/w11112251.
- [20] LU X R, WANG X L, LIU X, et al. Dispersal and transport of microplastic particles under different flow conditions in riverine ecosystem [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 442(39): 130033. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2022.130033.
- [21] 王许琨, 徐艳东, 娄琦, 等. 海洋微塑料输运过程数值模拟研究进展[J]. 海洋湖沼通报, 2021, 43(2): 74-81. DOI: 10.13984/j.cnki.cn37-1141.2021.02.010. WANG Xukun, XU Yandong, LOU Qi, et al. Progress in numerical simulation of marine microplastic transport [J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2021, 43 (2): 74-81. DOI: 10.13984/j. cnki. cn37-1141.2021.02.010.
- [22] 孙昊, 陈求稳, 丁珏, 等. 基于EFDC模型对太湖微塑料迁移规律及污染概率分布的模拟[J/OL]. 水资源保护, 2023: 1-11. (2023-03-27) [2023-07-16]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1356.TV.20230327.1121.002.html>. SUN Hao, CHEN Qiuwen, DING Jue, et al. Simulation of microplastic migration and risk distribution in Taihu Lake based on EFDC model [J/OL]. Water Resources Protection, 2023: 1-11. (2023-03-27) [2023-07-16]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1356.TV.20230327.1121.002.html>.
- [23] VAN WIJNEN J, RAGAS A M J, KROEZE C. Modelling global river export of microplastics to the marine environment: sources and future trends[J]. The Science of the Total Environment, 2019, 673: 392-401. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.04.078.
- [24] 李永真, 孙德智, 李虹, 等. 长江流域洞庭湖片区典型城市水环境问题解析与治理对策[J]. 环境工程技术学报, 2023, 13 (1): 19-26. DOI: 10.12153/j.issn.1674-991X.20210708. LI Yongzhen, SUN Dezhi, LI Hong, et al. Analysis and governance countermeasures study of water environment problems in typical cities around Dongting Lake in the Yangtze River Basin [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2023, 13(1): 19-26. DOI:10.12153/j.issn.1674-991X.20210708.
- [25] 李贺, 王书航, 车霏霏, 等. 巢湖、洞庭湖、鄱阳湖沉积物重金属污染及来源的Meta分析[J]. 中国环境科学, 2023, 43 (2): 831-842. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20221115.001. LI He, WANG Shuhang, CHE Feifei, et al. Meta analysis of heavy metal pollution in sediments of Chaohu Lake, Dongting Lake and Poyang Lake [J]. China Environmental Science, 2023, 43 (2): 831-842. DOI: 10.19674/j. cnki. issn1000-6923.20221115.001.
- [26] 尹令实, 文晓凤, 黄佳丽, 等. 洞庭湖区微塑料污染及其与农村、农业的相互影响[J]. 长沙理工大学学报(自然科学版), 2022, 19 (2): 15-27. DOI: 10.19951/j.cnki.1672-9331.2022.02.002. YIN Lingshi, WEN Xiaofeng, HUANG Jiali, et al. Microplastic pollution and its mutual impacts on rural areas and agriculture in Dongting Lake Area [J]. Journal of Changsha University of Science & Technology (Natural Science), 2022, 19 (2): 15-27. DOI:10.19951/j.cnki.1672-9331.2022.02.002.
- [27] 文晓凤, 尹令实, 蒋昌波, 等. 典型城市湖泊岳阳南湖表层水体中的微塑料污染特征[J]. 环境化学, 2022, 41 (11): 3579-3588. DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2021071404. WEN Xiaofeng, YIN Lingshi, JIANG Changbo, et al. Microplastics in surface water of a typical urban lake: a case study from Nanhu Lake, Yueyang City [J]. Environmental Chemistry, 2022, 41 (11): 3579-3588. DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2021071404.
- [28] 尹令实. 微塑料在洞庭湖区的赋存特征与迁移规律研究[D]. 长沙: 长沙理工大学, 2020. YIN Lingshi. Occurrence and migration of microplastics in Dongting Lake [D]. Changsha: Changsha University of Science & Technology, 2020.
- [29] 白倩倩, 梁恩航, 王婷, 等. 洞庭湖表层水温变化特征及其对气候变化的响应[J]. 北京大学学报(自然

- 科学版), 2022, 58(2): 345-353. DOI: 10.13209/j.0479-8023.2022.004.
- BAI Qianqian, LIANG Enhang, WANG Ting, et al. Variation characteristics of surface water temperature and their response to climate change in Dongting Lake [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2022, 58(2): 345-353. DOI: 10.13209/j.0479-8023.2022.004.
- [30] VAN EMMERIK T, STRADY E, KIEU-LE T C, et al. Seasonality of riverine macroplastic transport [J]. *Scientific Reports*, 2019, 9(1): 13549. DOI: 10.1038/s41598-019-50096-1.
- [31] WANG W F, YUAN W K, CHEN Y L, et al. Microplastic in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633: 539-545. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.211.
- [32] 张晓斌, 周俊杰, 陈熙, 等. 2013—2018年东洞庭湖水域面积变化遥感监测与分析[J]. *人民长江*, 2022, 53(增刊1): 21-24. DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.2022.S1.005.
- ZHANG Xiaobin, ZHOU Junjie, CHEN Xi, et al. Remote sensing monitoring and analysis of water area change of East Dongting Lake from 2013 to 2018 [J]. *Yangtze River*, 2022, 53(sup 1): 21-24. DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.2022.S1.005.
- [33] 曹萌萌, 毛克彪, 严毅博, 等. 基于MODIS数据的洞庭湖水体和水华时空变化研究[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(6): 2523-2531. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2019.0301.
- CAO Mengmeng, MAO Kebiao, YAN Yibo, et al. Change of temporal and spatial characteristic of water body and algal bloom area in Dongting Lake based on MODIS data [J]. *China Environmental Science*, 2019, 39(6): 2523-2531. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2019.0301.
- [34] 李文刚, 吴希恩, 简敏菲, 等. 鄱阳湖流域水葫芦(*Eichhornia crassipes*)对水体微塑料的吸附截留效应[J]. *环境科学*, 2022, 43(5): 2548-2556. DOI: 10.13227/j.hjxx.202108069.
- LI Wengang, WU Xien, JIAN Minfei, et al. Adsorption and interception effects of *eichhornia crassipes* on microplastics in water of the Poyang Lake basin [J]. *Environmental Science*, 2022, 43(5): 2548-2556. DOI: 10.13227/j.hjxx.202108069.
- [35] PADERVAND M, LICHTFOUSE E, ROBERT D, et al. Removal of microplastics from the environment. A review [J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2020, 18(8): 807-828. DOI: 10.1007/s10311-020-00983-1.
- [36] 王璇, 牛司平, 宋小龙, 等. 城市湖泊沉积物微塑料污染特征[J]. *环境科学*, 2020, 41(7): 3240-3248. DOI: 10.13227/j.hjxx.201912076.
- WANG Xuan, NIU Siping, SONG Xiaolong, et al. Characterization of microplastic pollution of sediments from urban lakes [J]. *Environmental Science*, 2020, 41(7): 3240-3248. DOI: 10.13227/j.hjxx.201912076.

## Study on the migration distribution of microplastic in Dongting Lake based on Lagrangian particle model

DENG Guanying<sup>1</sup>, JIANG Changbo<sup>1,2,3</sup>, YIN Lingshi<sup>1,2,3</sup>, WEN Xiaofeng<sup>1,2,3</sup>, LIU Yizhuang<sup>1,2,3</sup>

(1. School of Hydraulic and Environmental Engineering, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China; 2. Key Laboratory of Dongting Lake Aquatic Eco-Enyironmental Control and Restoration of Hunan Province, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China; 3. Key Laboratory of Water-Sediment Sciences and Water Disaster Prevention of Hunan Province, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China)

**Abstract :** [Purposes] The paper aims to investigate the migration pathways and transport processes of microplastic after entering Dongting Lake. [Methods] Based on the field sampling data, the hydrodynamic model and the Lagrangian particle model were used to establish a numerical model of microplastic migration path and transportation in Dongting Lake. The differences in the migration pattern and distribution of microplastics in the lake between the water-stable period and the high water period are studied, and the reasons for the distribution of microplastic aggregation areas are explored and the sources of microplastics in the aggregation areas are analyzed. [Findings] The distribution of microplastics during the water-stable period showed significant non-uniform distribution, and there were four typical aggregation zones. Among them, the



aggregation area at the East Dongting perennial water body is the largest, about 133 km<sup>2</sup>, and the proportion of microplastics discharged from Xiangjiang River in this aggregation area is 97.96%; the distribution of microplastics does not show significant aggregation during the high water period, but the overall diffusion area increases by 33% compared with that during the level water period. Comparative analysis of microplastics entering the lake with the four waters showed that the diffusion area of microplastics entering the lake from the Zijiang River was the largest during the water-stable period, while the diffusion area of microplastics entering the lake from the Yuan River was the largest during the high water period. **[Conclusions]** During the high water period, the ecological risk on the migration path should be paid attention to, while during the water-stable period, in addition to the migration path of microplastics, more attention should be paid to the ecological risk control at the aggregation area, and the focus should be on strengthening the control of microplastics entering the lake from Xiangjiang River and the management of microplastics in Xiangjiang River waterway, the perennial water body of Dongdongting, and the areas near the various sources of discharge. The results of this study can provide some reference for the management of microplastics in Dongting Lake.

**Key words:** lake; microplastic; numerical simulation; migration and distribution; Lagrangian particle model

---

**Manuscript received:** 2023-06-16; **revised:** 2023-07-16; **accepted:** 2023-07-17

**Foundation item:** Project (52109006) supported by the National Natural Science Foundation of China; Project (2021JJ40100) supported by Natural Sciences Foundation of Hunan Province; Project (CX2021SS42) supported by Changsha University of Science & Technology Research and Innovation Foundation

**Corresponding author:** JIANG Changbo (1970—) (ORCID:0000-0003-1947-4831), male, professor, research interest: river and coastal dynamics process and its simulation technology. E-mail: jiangchb@csust.edu.cn

(责任编辑:刘平;校对:赵冰;英文编辑:江静怡)