李嘉辰,李卫平,郭 普,等.雷诺数变化对水中微塑料瞬时速度及运动轨迹的影响 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6924-6934.
Li J C, Li W P, Guo P, et al. The influence of Reynolds number variation on the instantaneous velocity and motion trajectory of microplastics in water [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6924-6934.

雷诺数变化对水中微塑料瞬时速度及运动轨迹的影响

李嘉辰[1],李卫平[1],郭 普[2],敬双怡[1],殷震育[1],王志超[1*] (1.内蒙古科技大学能源与环境学院,黄河流域内蒙古段生态保护与综合利用自治区协同创新中心,内蒙古 包头 014010；2.内蒙古黄河镫口灌区管理中心,内蒙古 包头 014010)

摘要：以雷诺数(*Re*)为切入点,以聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)和聚苯乙烯(PS)3 种微塑料为研究对象.基于拉格朗日法,通过高速相机追踪和 Tracker 物理软件,分别研究了雷诺数范围在 300~580 和 580~3500 时,水体中微塑料纵向瞬时速度及运动轨迹的变化规律.结果表明,当雷诺数很低时,微塑料的运动轨迹近似呈水平直线,绝对误差和标准差较小;当雷诺数逐渐到达或超越临界雷诺数时(575~580),转捩及扰动使微塑料的纵向瞬时速度有更大的增长趋势,并且微塑料偏离原有的直线运动轨迹.总体上,微塑料在水中的纵向速度分布遵循正态分布,而 PS 更远离标准正态分布,瞬时速度变化更不均匀,其在水中运动的距离和主流方向位移之间的关系更加难以推测.此外,因水流转捩及扰动使微塑料在水中运动的总距离相较于直线增加了 0.4‰~6‰.

关键词：微塑料；雷诺数；瞬时速度；运动轨迹
中图分类号：X52 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)12-6924-11

The influence of Reynolds number variation on the instantaneous velocity and motion trajectory of microplastics in water.

LI Jia-chen[1], LI Wei-ping[1], GUO Pu[2], JING Shuang-yi[1], YIN Zhen-yu[1], WANG Zhi-chao[1*] (1.School of Energy and Environment, Inner Mongolia University of Science and Technology, Autonomous Region Level Ecological Protection and Comprehensive Utilization Cooperative Innovation Center for the Inner Mongolia Section of the Yellow River Basin, Baotou 014010, China；2.Inner Mongolia Yellow River Dengkou Irrigation District Management Center, Baotou 014010, China). *China Environmental Science*, 2025,45(12)：6924~6934

Abstract：The study was initiated with the Reynolds number (Re), and three types of microplastics—polyethylene (PE), polypropylene (PP), and polystyrene (PS)—were focused on. By employing the Lagrangian method, the longitudinal instantaneous velocity and motion trajectories of microplastics in water were investigated using high-speed camera tracking and Tracker physics software, with Reynolds numbers ranging from 300 to 580 and 580 to 3500, respectively. It was observed that at very low Reynolds numbers, the motion trajectory of microplastics was approximated by a straight horizontal line, with small absolute error and standard deviation. Reynolds number reached or exceeded the critical value (575~580), transition and turbulence caused a significant increase in longitudinal instantaneous velocity. As a result, the original linear paths were deviated from by the microplastics. Overall, a normal distribution was followed by the longitudinal velocity of microplastics in water. Greater deviation from the standard normal distribution was exhibited by PS, along with more uneven instantaneous velocity fluctuations, and its travel distance in the flow direction was found to be harder to predict. In addition, the total travel distance of microplastics was increased by 0.4‰~6‰ compared to straight-line motion, due to flow transition and turbulence.

Key words：microplastics；Reynolds number；instantaneous speed；trajectory

水中的塑料废物会经过机械磨损、紫外线、生物、低温等作用而老化、降解,逐渐分解成为尺寸更细小的微塑料[1-2].这些微塑料会受水流、风、波浪等影响,在河流、湖泊等水体发生漂浮、沉降、悬浮、扩散或聚集,漂浮微塑料产生扩散的过程致使它们随着洋流的运动而遍及全球[3-4].微塑料污染的水环境效应日益突出,促使人们对其分布特征、迁移行为、来源追溯、归宿预测等方面进行了大量的研究[5].一些密度较轻的微塑料会一直漂浮在水体表面,另一些密度较重的微塑料因其重力作用沉降至河床底部,或在水流的扰动下克服摩擦力而在渠底发生跳跃、滚动和重悬[6].尽管近年来水体微塑料污染的环境效应研究已取得较大进展,但对微塑料在水体中的迁移路径及影响因素方面的研究较少[7-9],特

收稿日期：2025-05-12
基金项目：内蒙古自治区自然科学基金资助项目(2023MS05016);内蒙古自治区科技计划项目(2023KJHZ0026);内蒙古自治区直属高校基本科研业务费项目(2023YXXS025);国家留学基金资助项目(202308150174)
* 责任作者, 副教授, wzc5658@126.com

别是微塑料在水中的瞬时速度变化及运动轨迹探究还有待进一步开展.

描述流体质点或水中颗粒运动的方法有欧拉法和拉格朗日法,对于描述某一特定质点随时间而发生的位置变化及其自始至终的运动轨迹,通常使用拉格朗日法[10].Maximenko 等[11]提出塑料垃圾的拉格朗日漂移模式和 Jalón-Rojasa[12]等开发的 TrackMPD 软件包,使海洋环境中微塑料轨迹与命运的模拟得到了较快发展.如 Simantiris 等[13]和 Ding 等[14]分别在时空大尺度上分析希腊爱奥尼亚群岛附近水域的微塑料迁移特征和 30d 内莱州湾微塑料的运动轨迹.尽管人们对水体中微塑料的追踪已经取得了一定的进展,但研究的微塑料种类相对单一,大多数研究与大尺度上的模拟有关,缺乏小尺度上的相关实验来进一步验证模拟效果.目前的研究表明,微塑料的在水中的迁移主要由两个因素驱动:外部影响和内部属性.例如,外部影响中水体的不同流型(层流、湍流等)对微塑料的迁移有较为明显的作用,而流型变化又与水体的雷诺数大小有关[15].雷诺数结合了动力黏度(与水温相关)、流速和特征尺寸,是量化流动形态变化的关键变量.雷诺数的增大带动了湍流和脉动的发生,并以不同的方式影响微塑料的迁移轨迹[16].脉动现象使湍流内某一点的流速$\vec{u}$随时间变化,是一种紊流无序、随机性的体现,影响微塑料的时空分布[17].因此,进一步研究雷诺数变化对微塑料在水中的瞬时速度变化及运动轨迹模式的影响,对准确评估河流生态系统中微塑料的污染水平和安全风险,及预测自然水生环境中微塑料的迁移、捕获和清除至关重要.

为更清楚地探求微塑料在水体中的环境效应,须先明确微塑料颗粒在水体中随水动力条件变化等的运动轨迹,而数值模拟在污染物于水体中的运动轨迹研究方面的应用目前已逐渐完善(如 InterFoam 算法、大涡模拟等等)[18].因此,本研究使用室内模拟实验,基于拉格朗日描述法,使用高速相机及计算机合成技术,重点分析雷诺数变化对聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)和聚苯乙烯(PS)微塑料纵向瞬时速度及运动轨迹的影响,在小尺度水体、短时间内评判微塑料受紊动影响的强弱.本研究将进一步为水体中微塑料运动轨迹模型的开发与验证提供数据支撑,并为实际水体微塑料迁移预测、捕捞与去除提供一定的理论参考.

1　材料与方法

1.1　实验装置与水力计算

本研究采用矩形截面水槽进行实验.用于微塑料运动的实验段区域长约 30.49cm,宽约 0.12m,高约 0.30m.实验前需要清洗和换水,水由地面上的潜水泵输送到高位水箱中,以确保恒定水头供水.到达高位水箱后的水将通过精确控制流量的双自由隔膜阀和出水总阀,进入实验水槽.水槽上游装有穿孔管和穿孔板以稳定水流,水槽下游装有温度计用于测量水温.水槽底部铺设了一层石英砂,以模拟河道的粗糙度,并设置坡度 i = 0.0015.地面水槽上安装了 200 目筛网,以便在实验过程中拦截颗粒和微塑料(图 1).微塑料在水槽内运动时,采用一台固定的、垂直地面向下的高速相机对微塑料进行实时运动轨迹记录.在水槽中,与水流运动的主流方向被定义为 X 轴正方向,侧视图中垂直纸面向里的方向定义为 Y 轴正方向.

水槽流量通过体积流量法测定.测量开始时,隔膜阀调节到适当位置,主阀打开.单次测量结束时,只关闭主阀,隔膜阀保持在固定值.重复上述测量,计算不同工况下水槽的流量、断面平均流速 Q、水深 h、水流速度 v 和雷诺数 Re,并统计水槽的水力特性.在管流中,判别层流和湍流的临界雷诺数值为 $Re_{cr} \approx 2320$,而明渠流中,临界雷诺数的值为 $Re_{cr} \approx 575\sim580$.相关计算公式如下(1~4):

$$Q = \frac{V}{t} \tag{1}$$

$$v = \frac{Q}{A} \tag{2}$$

$$\mu = \frac{0.001779}{1 + 0.03368T + 0.000221 \cdot T^2} \tag{3}$$

$$Re = \frac{\rho v R}{\mu} \tag{4}$$

式中:Q 为流量(m^3/s);V 为水流体积(m^3);R 为水力半径(m);A 为水槽横截面积(m^2);μ 为水的运动黏度系数(Pa·s);T 为水温(℃);ρ 为水的密度(kg/m^3);v 为水流速度(m/s);Re 为雷诺数.

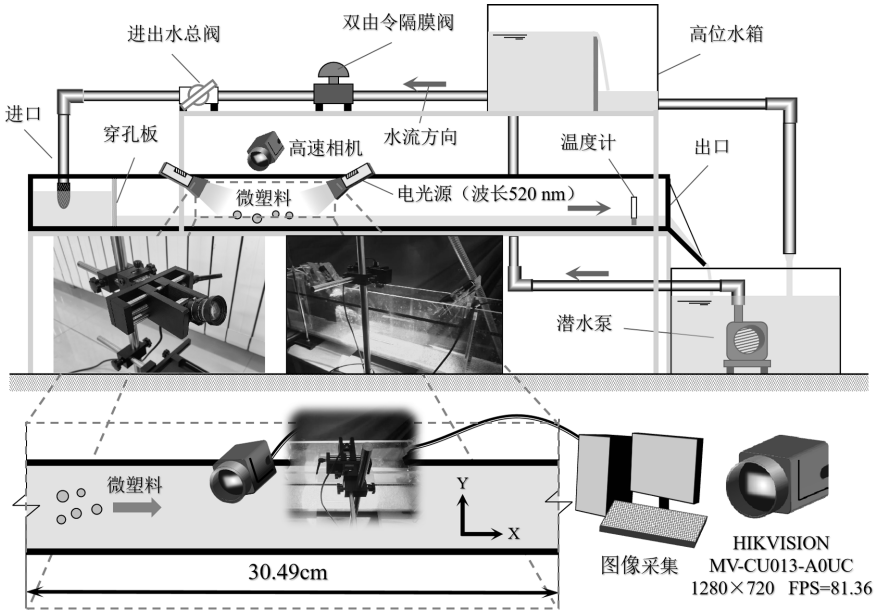


图 1 实验装置示意、高速相机示意与装置实物图

Fig.1 Experimental setup schematic diagram, high-speed camera schematic diagram, and physical device diagram

1.2 粒子选择与轨迹跟踪方法

表 1 L-*Re* 区的实验处理组

Table 1 Experimental treatment group in the L-*Re* region

序号	流量 *Q* (L/s)	雷诺数 *Re*	微塑料	处理编号
1	0.049	394	聚乙烯	L-PE1
2			聚丙烯	L-PP1
3			聚苯乙烯	L-PS1
4	0.065	511	聚乙烯	L-PE2
5			聚丙烯	L-PP2
6			聚苯乙烯	L-PS2
7	0.073	571	聚乙烯	L-PE3
8			聚丙烯	L-PP3
9			聚苯乙烯	L-PS3

聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)和聚苯乙烯(PS)这 3 种微塑料普遍存在于海洋环境中,在水体微塑料污染研究中最具代表性[19-20].在海洋和河流流域,大多数微塑料的大小在 100~5000μm 之间[21-22].实验用的微塑料购置于广源塑胶公司,采用近似球形、粒径约为 950~1090μm 的白色 PE、PP、PS 颗粒进行实验,密度分别为 0.941,0.908 和 1.010g/cm^3.两个发射波长约为 520nm 的绿光光源固定在实验段的两端,使高速相机能够更有效地捕获水中微塑料的位置.待水流稳定后,每次选一个微塑料从靠近水面的漏斗中竖直放下.每次实验后,改变流量大小,并根据水力特性和预实验的效果,确定实验时的雷诺数维持在 300~3500 之间.基于临界雷诺数的界定方法,本研究以临界雷诺数 *Re*=580 为界限,将实验组分为低于临界雷诺数的 L-*Re* 区(*Re*=300~580)和高于临界雷诺数的 H-*Re* 区(*Re*=580~3500).通过改变流量大小和微塑料种类,将实验处理分别确定为表 1 和表 2 所示的共 33 个组别.

表 2 H-*Re* 区的实验处理组

Table 2 Experimental treatment group in the H-*Re* region

序号	流量 *Q* (L/s)	雷诺数 *Re*	微塑料	处理编号
1	0.103	688	聚乙烯	H-PE1
2			聚丙烯	H-PP1
3			聚苯乙烯	H-PS1
4	0.183	1182	聚乙烯	H-PE2
5			聚丙烯	H-PP2
6			聚苯乙烯	H-PS2
7	0.263	1626	聚乙烯	H-PE3
8			聚丙烯	H-PP3
9			聚苯乙烯	H-PS3
10	0.334	2011	聚乙烯	H-PE4
11			聚丙烯	H-PP4
12			聚苯乙烯	H-PS4
13	0.443	2566	聚乙烯	H-PE5
14			聚丙烯	H-PP5
15			聚苯乙烯	H-PS5
16	0.516	2932	聚乙烯	H-PE6
17			聚丙烯	H-PP6
18			聚苯乙烯	H-PS6
19	0.550	3128	聚乙烯	H-PE7
20			聚丙烯	H-PP7
21			聚苯乙烯	H-PS7
22	0.617	3419	聚乙烯	H-PE8
23			聚丙烯	H-PP8
24			聚苯乙烯	H-PS8

高速相机选用 HIKVISON MV-CU013-A0UC,实际运行过程中保持帧率为 81.36fps,分辨率为 130 万像素(1280×1024).相机位于记录段水槽中间位置正上方.将每一帧图片通过 USB 传输至计算机的机器视觉工业相机客户端进行保存,图像尺寸约为每像素 0.238mm.通过参照物的实际长度及获取图片后参照物对应的像素大小推算出微塑料的实际位置,并由此计算出记录段总长度约为 30.49cm.

Tracker 物理软件(http://physlets.org/tracker/)是一款开源的视频分析软件,在物理教学界已经有着广泛的应用[23].该软件是一款专业的运动跟踪与分析工具,其利用高速摄像技术和先进算法,能够实时、准确地捕捉物体的运动轨迹,检测其运动状态,显著提高了实验的精度和效率[24-25].本研究将拍摄的图片组导入到 Tracker 中.在分析过程中,将微塑料下落后被高速相机记录下的第一帧作为 t=0 时刻,其所在位置被记录为坐标原点 O,以向右的方向为 X 轴正方向,向上的方向为 Y 轴正方向.在一帧间隔内,通过创建质点轨迹追踪并确定微塑料的位置,在软件中生成时间 t(s)、微塑料 X 坐标(cm)和 Y 坐标(cm).

1.3　数据处理

利用 OriginPro, 2024 (Learning Edition) (OriginLab Corporation, Northampton, MA, USA.)进行统计分析.通过计算平均绝对误差(MAD)、标准差(SD)、概率密度函数(PDF)和纳什效率系数(NSE)确定方程的拟合度及微塑料纵向瞬时速度分布特性.

平均绝对误差(MAD)是对微塑料运动所在位置进行多次测量时,所有单个观测值与算术平均值的偏差的绝对值的平均(式 5).

$$\mathrm{MAD}=\frac{1}{n}\sum_{t=1}^{N}\left|A_t-F_t\right| \tag{5}$$

式中:A_t 代表第 t 个样本对应的计算值,F_t 代表第 t 个样本点,N 代表总数.

标准差(SD),在本研究中用于描述微塑料运动轨迹位置的离散程度,以评估微塑料沿原有直线向前行进的总体水平(式 6).

$$\mathrm{SD}=\sqrt{\frac{\sum_{t=1}^{N}(A_t-\overline{A})^2}{N}} \tag{6}$$

式中:$\overline{A}$ 代表样本平均值.

连续型随机变量的概率密度函数是一个描述这个随机变量的输出值,在某个确定的取值点附近的可能性的函数.分别统计不同种类微塑料在不同水流状态下纵向瞬时速度的概率密度分布情况,拟合出概率密度函数(PDF).常见的概率密度函数有指数分布(式 7)、正态分布(式 8)、泊松分布(式 9)等[13].

$$f(x,\lambda)=\begin{cases}\lambda\mathrm{e}^{-\lambda x},(x\geqslant 0)\\ 0,(x<0)\end{cases} \tag{7}$$

$$f(x)=\frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma}\mathrm{e}^{\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}\ (\sigma>0) \tag{8}$$

$$P(X=k)=\mathrm{e}^{-\lambda}\frac{\lambda^k}{k!}(k=0,1,2,...) \tag{9}$$

纳什效率系数(NSE)一般用于验证水文模型模拟结果的好坏[26].NSE 的取值范围为−∞~1(式 10).NSE 越接近于 1,模型的可信度越高,拟合度越好.NSE 接近于 0,说明模型总体可信,但过程模拟有误差.若 NSE 远远小于 0,则模型不可信.

$$\mathrm{NSE}=1-\frac{\sum_{t=1}^{N}(A_t-F_t)^2}{\sum_{t=1}^{N}(A_t-\overline{A})^2},\mathrm{NSE}\in(-\infty\sim 1] \tag{10}$$

每一帧微塑料在水中运动时具有的纵向位移大小 S_y(cm)由软件分析直接得出.微塑料在两帧间隔内的纵向瞬时速度 V_y(cm/s)由公式(11)计算出.分别统计不同种类微塑料在雷诺数 300~3500 范围内 y 方向瞬时速度的概率密度分布情况,拟合出概率密度函数.

$$V_y=\frac{\mathrm{d}S_y}{\mathrm{d}t}=\lim_{\Delta t\to 0}\frac{Y(t+\Delta t)-Y(t)}{\Delta t} \tag{11}$$

结合微塑料实际的运动轨迹情况,使拟合出的轨迹形式统一化,得出每次实验处理过程中的拟合曲线 $f(x)$.由公式(12),积分法中的弧长公式近似计算出微塑料在水中的实际行进总距离 S,并与主流方向位移 S_x 进行比较.由公式(13)计算出主流方向位移占比(P_{main}),由此推断水流脉动作用对不同种类微塑料运动轨迹影响的强弱.

$$S=\int_0^{S_x}\sqrt{1+\left[f'(x)\right]^2}\,\mathrm{d}x \tag{12}$$

$$P_{\mathrm{main}}=\frac{S-S_x}{S_x}\times 100\% \tag{13}$$

2　结果与分析

2.1　雷诺数变化对微塑料纵向瞬时速度大小及方向的影响

L-*Re* 区,随着雷诺数的增大,微塑料在水中产生

较大纵向瞬时速度的概率逐渐增加.微塑料在水中纵向上出现瞬时速度为零的概率较小,而出现 V_{y+}和 V_{y-}的概率相当,L−*Re* 区微塑料在水中纵向瞬时速度变化见图2.在雷诺数为394~571的范围内,微塑料的纵向速度基本位于−2~2cm/s 之间.当 *Re*=394 时,微塑料在纵向的速度分布绝大多数在−1~1cm/s 之间,但随着雷诺数的增大,在上述范围外的微塑料纵向瞬时速度时间段逐渐增多,速度总体变大.PE、PP 和 PS 瞬时速度在上述范围外(−1~1cm/s)的时间段占比分别为 2.26%、0.34%和 1.67%;当雷诺数增大至 511 和 571 时,PE、PP 和 PS 对应的这一数值分别增大到 7.69%、12.04%、3.73%和 4.00%、9.30%、19.29%.在 L−Re 区,PS 微塑料在水中往往产生较大的纵向瞬时速度.

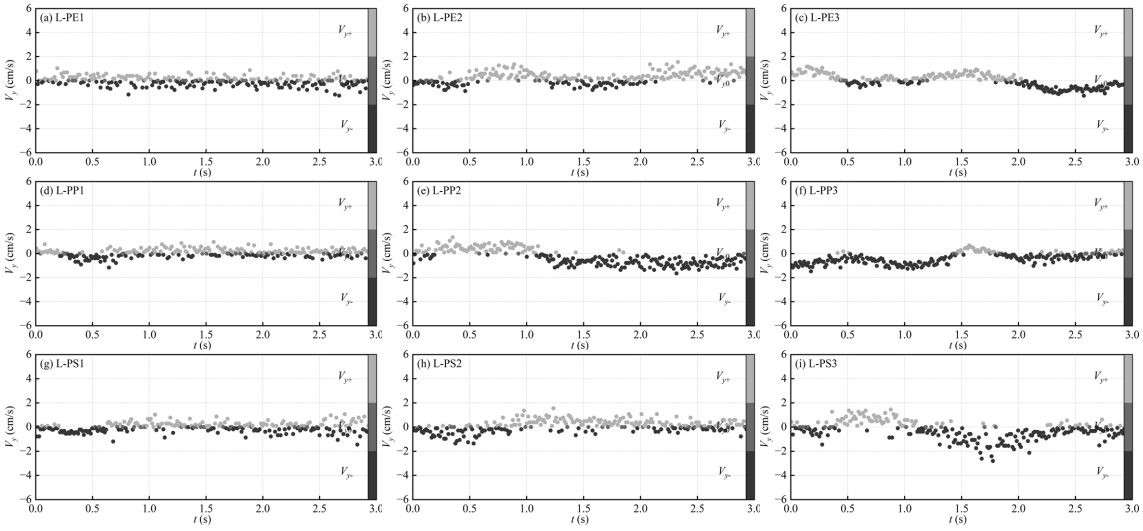


图 2 L−*Re* 区不同雷诺数下微塑料纵向瞬时速度随时间变化

Fig.2 Time dependent longitudinal instantaneous velocity of microplastics at different Reynolds numbers in the L−*Re* region

图中的单个散点为测量最小时间段的中点位置,浅灰色散点代表正向速度 V_{y+},深灰色散点代表零速度 V_{y0},黑色散点代表负向速度 V_{y-},下同

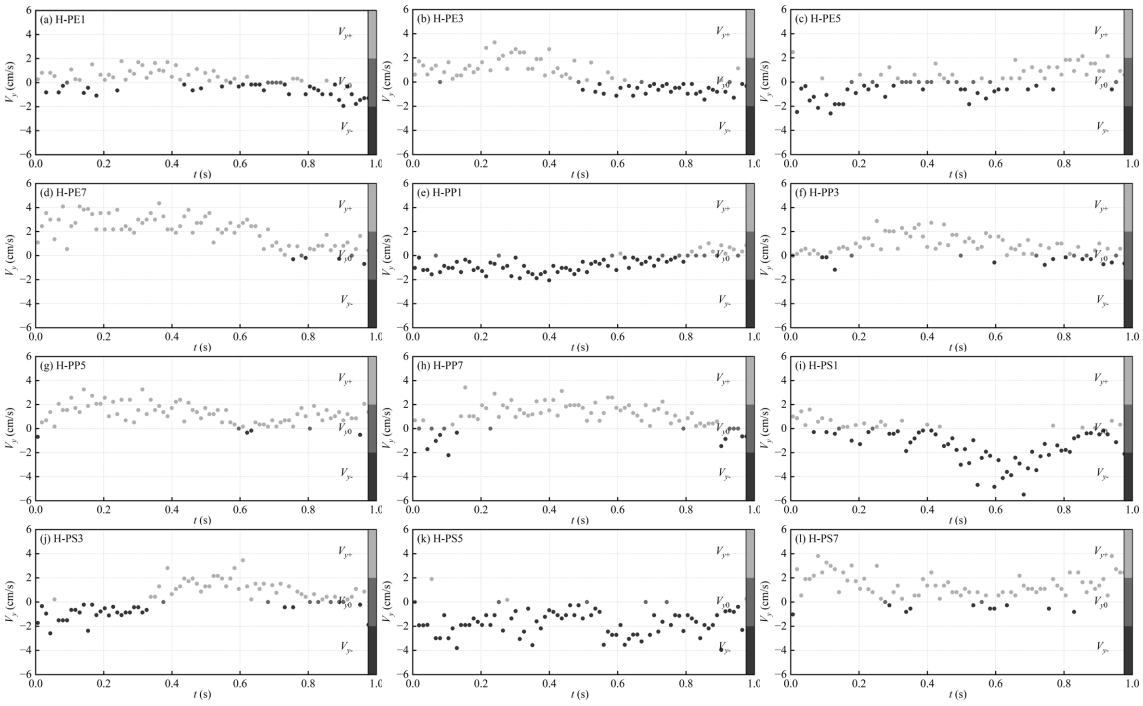


图 3 H−*Re* 区不同雷诺数下微塑料纵向瞬时速度随时间变化

Fig.3 Time dependent longitudinal instantaneous velocity of microplastics at different Reynolds numbers in the H−*Re* region

H−*Re* 区,微塑料的纵向速度分布在−6~6cm/s 之间,这种波动范围是远远大于 L−*Re* 区的.H−*Re* 区微塑料在水中纵向瞬时速度变化见图 3(以 *Re*=688、1626、2566、3128 为例).总体上,PP 微塑料的瞬时速度大小在区间 V_{y+}≤4cm/s 或 V_{y-}≥−4cm/s 内,而 PE 和 PS 瞬时速度在上述范围外(−4~4cm/s)的时间段占比分别为 5.10‰和 28.33‰,呈现出的规律是 PS>PE>PP(PP 瞬时速度均在±4cm/s 内),这说明 H−*Re* 区 PS 在水中产生较大纵向瞬时速度的概率往往大于 PE 和 PP.

微塑料运动过程中的纵向速度总体平均值接近于 0,L−*Re* 区微塑料纵向瞬时速度频率及概率密度函数见图 4.PE、PP 和 PS 三种微塑料的纵向瞬时速度大小均呈现出正态分布,瞬时速度频率分布均为 0 ~ 1cm/s 最大,差异在于平均值峰的高度与相对位置,其中 σ 为总体标准差.σ 越大,说明纵向速度的概率分布越分散,微塑料出现较大纵向瞬时速度的概率更大;反之,σ 越小,微塑料出现较大纵向瞬时速度的概率就越小.PE、PP 和 PS 对应概率密度函数的 σ 值分别为 0.49479,0.50152 和 0.56720,呈现出 PS>PE>PP 的规律,这说明 PS 在 L−*Re* 区出现较大纵向瞬时速度的概率更大.

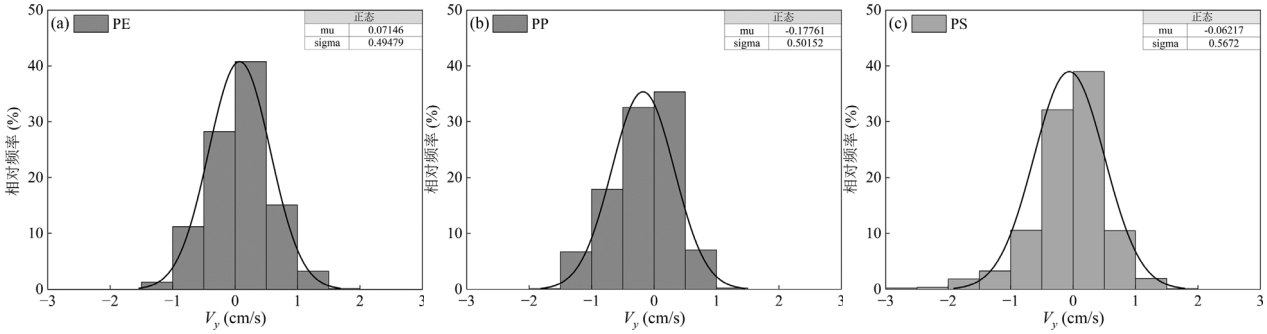


图 4　L−Re 区不同种类微塑料纵向瞬时速度频率分布及概率密度函数

Fig.4　Longitudinal instantaneous velocity frequency distribution and probability density function of different types of microplastics in the L−*Re* region

相较于 L−*Re* 区,H−*Re* 区微塑料纵向瞬时速度大小分布的平均值峰高度与相对位置存在差异(图 5),并且 PS 的纵向瞬时速度分布特征更加偏离标准正态分布.具体而言,PE、PP 和 PS 对应概率密度函数的 σ 值分别为 1.32709,1.08939 和 1.47558,呈现出 PS>PE>PP 的规律.这说明 PS 的纵向瞬时速度平均值峰更低,标准差更大,产生较大纵向瞬时速度的概率增加且速度变化不均匀;而 PE 和 PP 的纵向瞬时速度分布更接近标准正态分布,纵向速度总体上也更接近于 0.相比于 L−*Re* 区,H−*Re* 区的正态分布图总体较为平缓,说明雷诺数增加使3种微塑料的纵向瞬时速度有向更大值增长的趋势,特别是 PS,这种增长趋势相较于 L−*Re* 区更明显.雷诺数的增加使微塑料更易受到水流的扰动而产生纵向速度,在水中的运动变得更加不稳定.

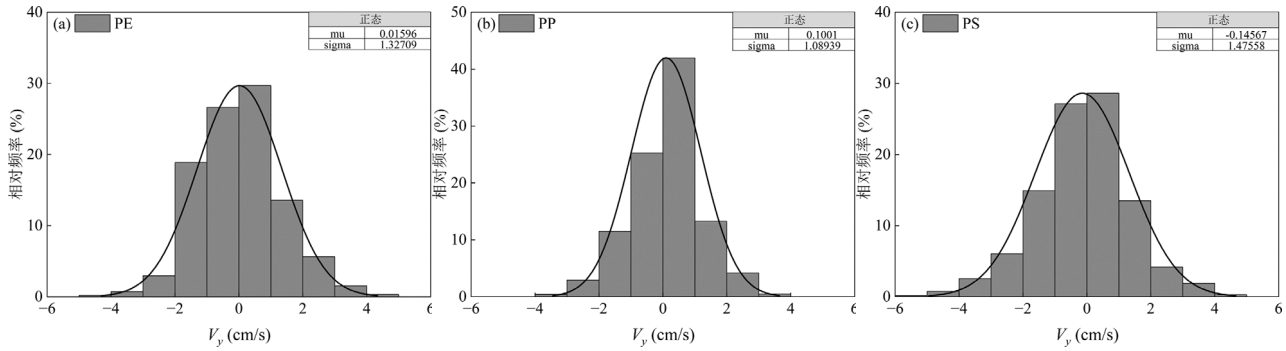


图 5　H−*Re* 区不同种类微塑料纵向瞬时速度频率分布及概率密度函数

Fig.5　Longitudinal instantaneous velocity frequency distribution and probability density function of different types of microplastics in the H−*Re* region

2.2 雷诺数变化对微塑料运动轨迹的影响

L−*Re* 区微塑料在雷诺数非常低的水中运动轨迹几乎表现为向主流的横向进行水平直线运动.在 *Re*=394 时,这种现象更加明显,纵向的总位移差不超过 1.5cm(图 6).但当 *Re*=511 或 *Re*=571 时,微塑料运动轨迹明显不再沿着原有的直线进行行进.基于微塑料在水中运动轨迹的真实情况,结合层流的流动性质——流体质点在各个流层间不存在脉动混掺,将 Tracker 软件记录下的微塑料第一点位置记为坐标原点(x=0, y=0),使用常数函数 y=C(C=0)对微塑料的实际运动轨迹进行拟合,并分别计算雷诺数为 394,511 和 571 情况下的平均绝对误差(MAD)、标准差(SD)和纳什效率系数(NSE),以评估水平直线的拟合效果.

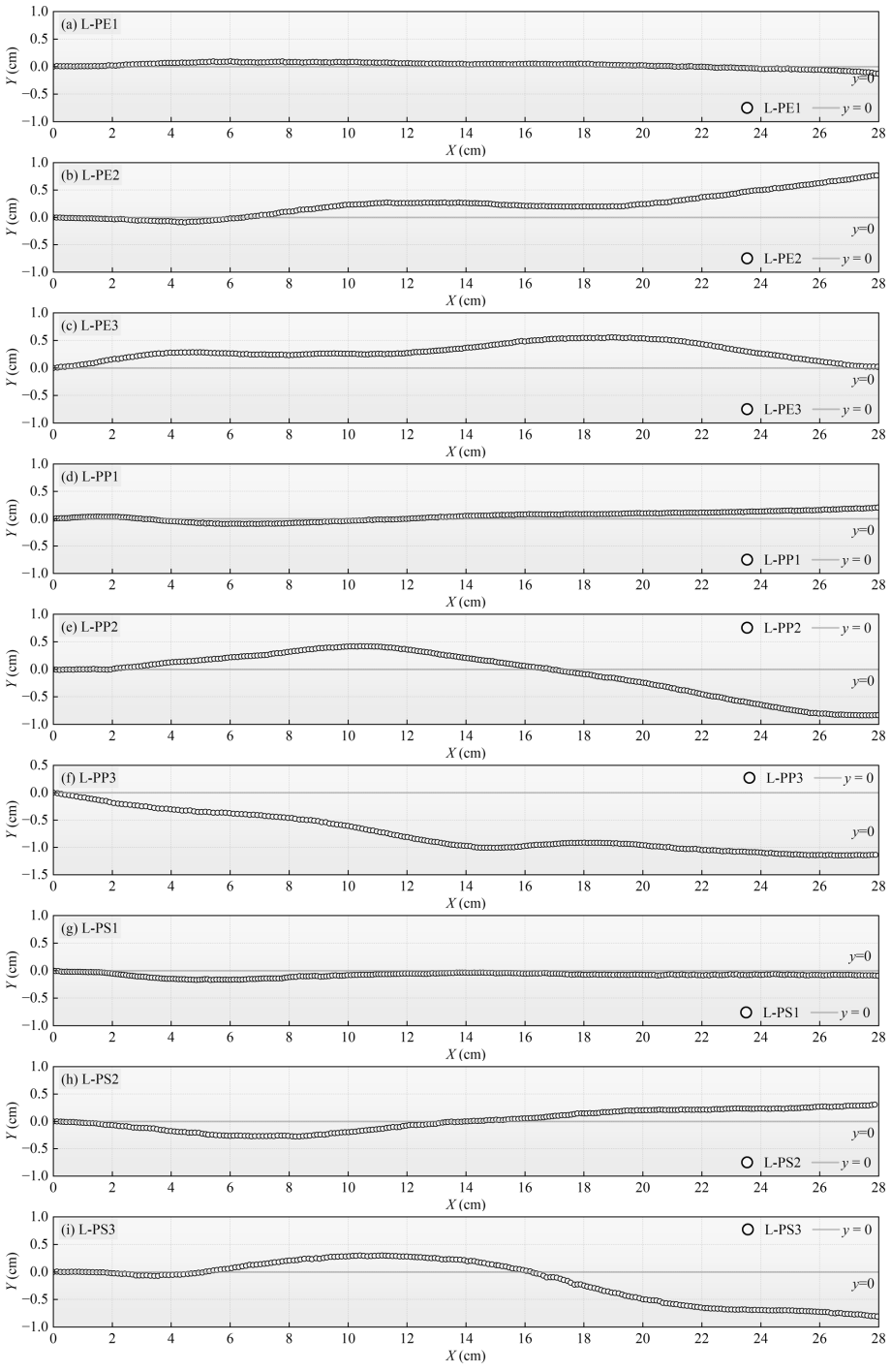


图 6 L−*Re* 区微塑料在不同雷诺数下的运动轨迹

Fig.6 The motion trajectory of microplastics in the L−*Re* region at different Reynolds numbers

L−*Re* 区微塑料运动轨迹的拟合误差见表 3.当 *Re*=394 时,PE、PP 和 PS 的 MAD 很小,当 *Re*=511 和 571 时,PE、PP、PS 的 MAD 分别比 *Re*=394 时增大了 0.1984,0.2670,0.0799cm 和 0.2507,0.6936, 0.2350cm; PE、PP 和 PS 的 SD 的变化规律和 MAD 类似,当 *Re*=511 和 571 时,PE、PP、PS 的 SD 分别比 *Re*=394 时增大了 2.5908,6.2012,2.8868cm 和 1.5015,5.1119, 5.7206cm.当 *Re*=394 时,3 种微塑料的标准差都小于 1,但当 *Re*=511 和 571 时,3 种微塑料的标准差位于 2~7 之间,同样说明当雷诺数增大时,微塑料的运动位置将变得离散,并不易沿原有直线进行行进.在 *Re*=394~571 的范围内,3 种微塑料的 NSE 值均接近于 0,这说明 y=0 这一函数在 L−Re 区微塑料运动轨迹的整体拟合上,具有一定的效果,但 MAD 和 SD 随雷诺数的增大而增大说明了接近临界雷诺数时的微塑料运动具有离散性.

H−*Re* 区微塑料在水中的实际运动轨迹大体上表现为向前运动,纵向位置大多介于−2~2cm 之间,这种运动的稳定效果低于 L−*Re* 区.微塑料在水中的总距离相较于横向上的运动距离平均增加 0.4‰~6‰.微塑料实际运动轨迹图像见图 7(以 *Re*=688,1626, 2566,3128 为例).研究发现,微塑料的实际运动轨迹近似于 $Y=y0+A\sin[\pi(X-X_c)/\omega]$ ($y0$、A、X_c、ω 为系数)的正弦型函数(PE、PP 和 PS 运动轨迹的 R^2 分别为 0.9125,0.9417 和 0.9262),这与 L−*Re* 区的运动轨迹产生较大差异.L−*Re* 区,特别是 *Re*=394 的情况下,微塑料受脉动的扰动较少或无影响,其运动轨迹几乎是按照原有的直线进行行进,但 H−*Re* 区的微塑料运动轨迹是波动的,大多偏离原有直线的运动,并随雷诺数的增加波动变得逐渐明显.

表 3　L−*Re* 区微塑料运动轨迹函数拟合形式及误差分析

Table 3　Fitting form and error analysis of microplastic motion trajectory function in L−Re region

处理编号	雷诺数 *Re*	方程形式	MAD (cm)	SD (cm)	NSE
L−PE1	394	$y=0$ 的常数函数	0.0496	0.7906	−0.2714
L−PP1			0.0784	0.0781	−0.2573
L−PS1			0.0829	0.0370	−4.6493
L−PE2	511	$y=0$ 的常数函数	0.2486	3.3814	−1.1077
L−PP2			0.3154	6.2793	−0.0443
L−PS2			0.1628	2.9238	−0.0115
L−PE3	571	$y=0$ 的常数函数	0.3003	2.2921	−4.0340
L−PP3			0.7720	5.1900	−5.2656
L−PS3			0.3179	5.7576	−0.2089

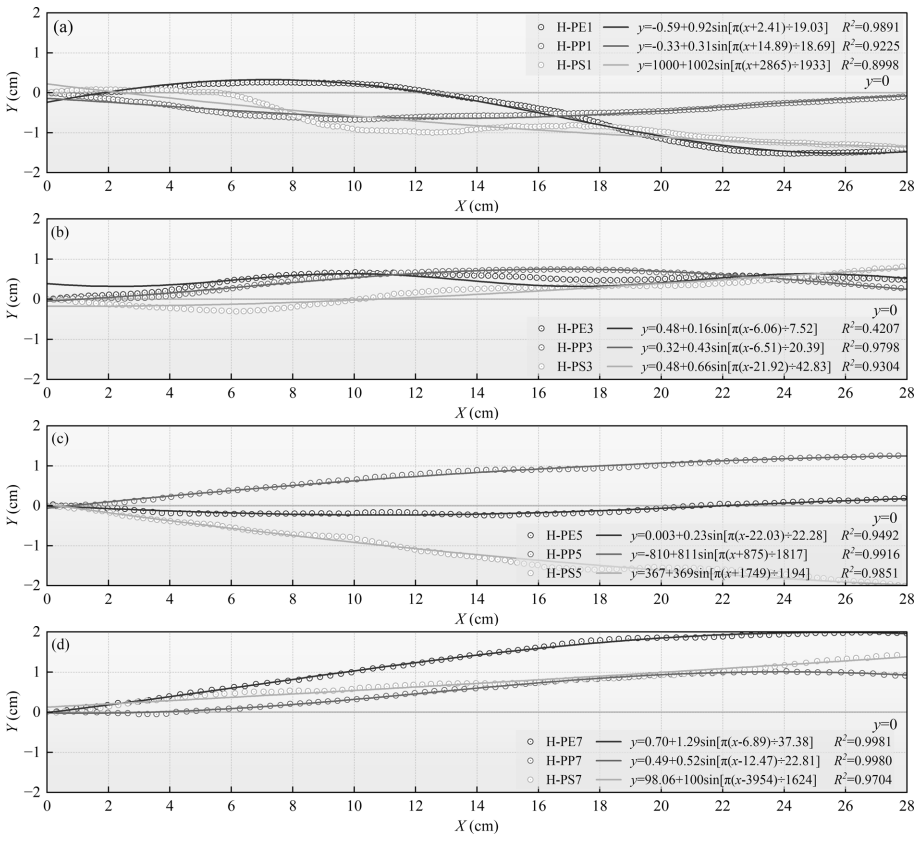


图 7　H−*Re* 区微塑料在不同雷诺数下的运动轨迹

Fig.7　The motion trajectory of microplastics in the H−Re region at different Reynolds numbers

结合式(12)计算出微塑料的运动总距离 S.由于正弦型函数在计算弧长时,其精确解是利用椭圆积分得到的级数形式,本文采用数值积分法得到误差小于 1×10^{-9} 的近似值.不同雷诺数下微塑料运动总距离相较于横向位移增加率的变化见图 8.微塑料在水中的运动总距离相较于横向的位移平均增加了 0.4‰~6‰.其中 PP 运动最为稳定,其运动距离最接近于主流,不易产生纵向运动,更易向前运动.PP 运动总距离的增加率变化在 0.6‰~1.3‰之间,而 PS 运动总距离的增加率是波动的(0.4‰~5.1‰之间),PS 在水中运动的距离和主流方向位移之间的关系更加难以推测.

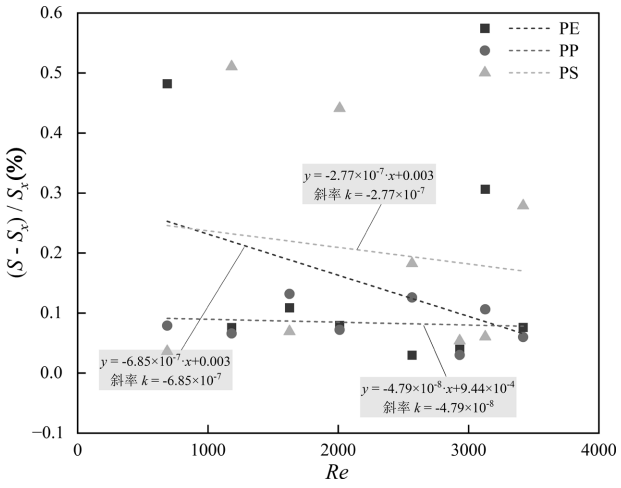


图 8 H−*Re* 区不同雷诺数下微塑料运动总距离相较于主流方向位移增加率的变化

Fig.8 Changes in the increase rate of displacement in the total distance of microplastic movement compared to the mainstream direction under different Reynolds numbers in the H−*Re* region

3 讨论

本研究中,*Re*=394 时,当雷诺数很低时,微塑料的运动轨迹近似呈水平直线,绝对误差和标准差较小;当雷诺数逐渐到达或超越临界雷诺数时(575~580),微塑料往往偏离原有的直线运动轨迹.当雷诺数继续增大,微塑料会产生更加显著的纵向速度.出现这样的原因可能是层流也会产生一定的脉动作用[27].1994 年 Bradshaw[28]通过实验研究提出“split mechanism(分离机制)”的概念,认为转捩区的能量能够分为层流动能和湍流动能两部分.其中层流动能主要在转捩前和转捩区起放大扰动、能量传递和转捩猝发的作用.Mayle[29]把这种非湍流的脉动称为层流脉动,认为它来源于压力波动和自由流的扰动.由于微塑料较轻,进入水体后大多位于水体表面漂浮,由于自由液面的扰动和较薄流层造成的底部粗糙度的扰动,影响了微塑料的运动轨迹.虽然渠道流型变化的临界雷诺数是 575~580,当雷诺数靠近该范围时,随着渠道的长度增加,水体表面不能保持原有的层流状态,转捩所带来的脉动作用逐渐带动了微塑料的纵向偏移.

湍流具有随机不稳定性,而随机不稳定性又是支撑拉格朗日粒子轨迹在湍流中演变的关键物理机制,粒子的拉格朗日轨迹也可能具有随机性[30].因此,在小尺度上,微塑料在水中的运动轨迹也并非是一味地向某一侧偏移,还出现了一定的往复运动.微塑料在水中迁移的这一现象与泥沙颗粒在水中的受力及运动过程存在一定的相似性.由于水流脉动的影响,使得拖曳力在颗粒上的作用点也不断变化,泥沙颗粒和微塑料的受力均存在随机性.因此,本研究用概率方法来分析微塑料在水中纵向瞬时速度的变化也将具有一定的适用性[31].但与泥沙迁移特性不同的是,水与固体颗粒间存在复杂的耦合作用,微塑料的性质与泥沙差异较大.泥沙的密度往往较大($\rho\approx2650kg/m^3$),在水中通常为推移质或悬移质[32-33],而本研究更多地关注微塑料在水面附近的迁移特性,三种微塑料在水中几乎无明显沉降,其性质与漂移质类似.此外,随着雷诺数的增大,脉动作用逐渐使微塑料在纵向上产生更大的位移,运动更加分散,这与 Khaldi 等[34]和 Huang 等[35]的研究是类似的.Khaldi 等研究发现增加脉动的幅度并降低频率会对溶解性污染物(盐度)产生更高的分散作用,并且特定的脉动幅度和频率的组合会增强颗粒的运输.此外,Huang 等通过研究湍流脉动对生物膜中污染物的去除效果发现,湍流脉动强度的增加会增强对流传质,加速污染物浓度的扩散与迁移.

微塑料因雷诺数的增加和脉动作用产生了一定的纵向瞬时速度,H−*Re* 区微塑料的总距离有着一定的增加,但 PS 运动总距离的增加率是波动的,这可能是由于水中颗粒受到拖曳力、Saffman 升力、虚拟质量力等作用[36-39],并且微塑料与水的相互作用效果可能还与它们的化学组分有关.在本研究中,PS 具有较大的密度,而 PP 的密度相对较小.Stride 等[40]

的研究发现,PP 更倾向于被困在水面上继续行进,而经表面活性剂十二烷基苯磺酸钠(CTAB)处理后,PP 也会表现出比其他微塑料更高的稳定性[41].由于密度和化学组分的差异,PP 对应概率密度函数的 σ 值相比 PS 更大,纵向速度分布更加接近于正态分布;PS 则在水中的运动轨迹更加波动和飘忽不定,这与本研究 2.1 和 2.2 部分的情况类似.因此,对于 PS 及性质相似的微塑料,应制定更加全面的污染物管理策略,在 PS 未在水中产生复杂的迁移过程及物理化学作用之前,优先对其进行捕捞和清除是至关重要的,以防 PS 等微塑料造成更复杂和更加难以溯源的环境毒性效应.对于后续的研究,可以从以下几个方面进行深入与细化:进一步补充分析以确定其规律是否适用于其他的粒径范围;微塑料运动过程中的雷诺范围也有一定的限制,在水体中的三维空间分布及时空运动特性也需要进一步完善.在未来的研究中,我们将使用 OpenFOAM 软件在更广泛粒径范围及更加复杂的环境条件下对微塑料的迁移进行数值模拟.

4　结论

4.1　在 L−*Re* 区,雷诺数很低时(如 *Re*=394),微塑料的纵向速度很小,能较好地沿横向进行直线运动;当雷诺数逐渐增大至逐渐到达临界雷诺数时(575~580),水体流型的转捩及自由液面等的扰动,使微塑料在一定程度上发生纵向速度,偏离原有的直线运动轨迹.

4.2　微塑料在水中的纵向速度分布遵循正态分布.在 L−*Re* 区,瞬时速度频率分布均为 0~1cm/s 最大,运动轨迹相较于水平直线的绝对误差和标准差较小;在 H−*Re* 区,随着雷诺数的增大,微塑料的纵向瞬时速度有更大的增长趋势,PS 微塑料的正态分布函数具有更低的平均值峰、更大的标准差,产生较大纵向瞬时速度的概率往往较大.

4.3　总体上,微塑料的运动总距离相较于直线距离增加了 0.4‰~6‰.相比 PE 和 PP 两种微塑料,PS 运动总距离的增加率是波动的,PS 在水中运动的距离和主流方向位移之间的关系更加难以推测.

参考文献：

[1] Gigault J, Halle A, Baudrimont M, et al. Current opinion: What is a nanoplastic? [J]. Environmental Pollution, 2018,235:1030−1034.

[2] Bergmann M, Collard F, Fabres J, et al. Plastic pollution in the Arctic [J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2022,3(5):323−337.

[3] Chen B, Zhnag Z, Wang T, et al. Global distribution of marine microplastics and potential for biodegradation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023,451:131198.

[4] 宋天文,陈　曲,段杉杉,等.中国近岸区域微塑料污染的研究进展[J]. 中国环境科学, 2024,44(3):1657−1670.
Song T W, Chen C, Duan B B, et al. Research progress of microplastics pollution in Chinese coastal areas [J]. China Environmental Science, 2024,44(3):1657−1670.

[5] Pan T, Liao H, Yang F, et al. Review of microplastics in lakes: sources, distribution characteristics, and environmental effects [J]. Carbon Research, 2023,2(1):25.

[6] Isachenko I, Chubarenko I. Transport and accumulation of plastic particles on the varying sediment bed cover: Open−channel flow experiment [J]. Marine Pollution Bulletin, 2022,183:114079.

[7] Akdogan Z, Guven B. Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs [J]. Environmental Pollution, 2019,254:113011.

[8] Moodley T, Abunama T, Kumari S, et al. Applications of mathematical modelling for assessing microplastic transport and fate in water environments: A comparative review [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2024,196(7):667.

[9] Wu P, Huang J, Zheng Y, et al. Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019,184:109612.

[10] Dobrowolski B, Pospolita J, Wydrych J, et al. Improvement of flow conditions before a four−way distributor in the dust system of BP−1150boiler [J]. Technical University of Wroclaw, 2004,25: 2105−2112.

[11] Maximenko N, Hafner J, Niiler P. Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters [J]. Marine Pollution Bulletin, 2012,65(1):51−62.

[12] Jalón−Rojas I, Wang X H, Fredj E, et al. A 3D numerical model to Track Marine Plastic Debris (TrackMPD): Sensitivity of microplastic trajectories and fates to particle dynamical properties and physical processes [J]. Marine Pollution Bulletin, 2019,141:256−272.

[13] Simantiris N, Avlonitis M, Theocharis A. Simulation of the transport of marine microplastic particles in the Ionian Archipelago (NE Ionian Sea) using a Lagrangian model and the control mechanisms affecting their transport [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022,437:129349.

[14] Ding Y, Liu H, Yang W. Numerical prediction of the short−term trajectory of microplastic particles in Laizhou Bay [J]. Water, 2019, 11:2251.

[15] Mendrik F, Houseago R C, Hackney C R, et al. Microplastic trapping efficiency and hydrodynamics in model coral reefs: A physical experimental investigation [J]. Environmental Pollution, 2024,342: 123094.

[16] 谭雨青.河流水动力条件对典型微塑料迁移及环境行为的影响研究[D]. 重庆:重庆交通大学, 2024.
Tan Y Q. Study on the impact of river hydrodynamic conditions on the migration and its environmental behavior of typical microplastics [D].

Chongqing: Chongqing Jiaotong University, 2024.

[17] 闻德荪,王玉敏,高海鹰,等.工程流体力学(水力学)上册 [M]. 第四版. 北京:高等教育出版社, 2020:223-261.
Wen D S, Wang Y M, Gao H Y, et al. Engineering fluid mechanics (hydraulics) volume one [M]. Fourth edition Beijing: Higher Education Press, 2020:223-261.

[18] Dichgans F, Boos JP, Ahmadi P, et al. Integrated numerical modeling to quantify transport and fate of microplastics in the hyporheic zone [J]. Water Research, 2023,243:120349.

[19] Kwon B G, Koizumi K, Chung S,-Y, et al. Global styrene oligomers monitoring as new chemical contamination from polystyrene plastic marine pollution [J]. Journal of Hazardous Materials, 2015,300:359-367.

[20] Biswas T, Pal S C. Emerging threats of microplastics on marine environment: A critical review of toxicity measurement, policy practice gap and future research direction [J]. Journal of Cleaner Production, 2024,434:139941.

[21] Gedik K, Eryaşar A R, Öztürk R Ç, et al. The broad-scale microplastic distribution in surface water and sediments along Northeastern Mediterranean shoreline [J]. Science of the Total Environment, 2022, 843:157038.

[22] dos Santos Silva J, Cidade M J A, Panero F S, et al. Microplastic pollution in the Amazon Basin: Current scenario, advances and perspectives [J]. Science of the Total Environment, 2024,946:174150.

[23] Claessens T. Analyzing virtual physics simulations with tracker [J]. Physics Teacher, 2017,55(9):558-560.

[24] Nugraha M G, Kirana K H, Nugraha F, et al. Optimization of rectilinear motion experiments using tracker Application [J]. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 2018,288(1): 012096.

[25] 雷照康,武耀蓉,黄晨阳,等.驻波场中环状空化泡聚集结构的稳定性分析 [J]. 物理学报, 2024,73(8):137-147.
Lei Z K, Wu Y R, Huang C Y, et al. Stability analysis of ring-like cavitation bubble cluster structure in standing wave field [J]. Acta Physica Sinica, 2024,73(8):137-147.

[26] Yu S, Qin H. Modeling the effects of plant uptake dynamics on nitrogen removal of a bioretention system [J]. Water Research, 2023, 247:120763.

[27] 王 兰.基于输运方程的高雷诺数转捩问题仿真研究 [D]. 西安:西安理工大学, 2024.
Wang L. Simulation study on high Reynolds number transition problems based on transport equations [D]. Xi'an: Xi'an University of Technology, 2024.

[28] Bradshaw P. Turbulence: The chief outstanding difficulty of our subject [J]. Experiments in Fluids, 1994,16(3):203-216.

[29] Mayle R E, Schulz A. The path to predicting Bypass Transition [J]. Journal of Turbomachinery, 1997,119(3):405–411.

[30] Bakunin O G. Stochastic instability and turbulent transport. Characteristic scales, increments, and diffusion coefficients [J]. Physics-Uspekhi, 2015,58(3):252.

[31] 袁 强,王成帝,罗永钦,等.无黏性非均匀沙的参数自适配起动切应力计算方法 [J]. 泥沙研究, 2024,49(4):13–20.
Yuan Q, Wang C D, Luo Y Q, et al. A parameter self-adaptation method for calculating incipient motion shear stress of cohesionless non-uniform sediment [J]. Journal of Sediment Research, 2024,49(4): 13–20.

[32] 王敏丽,张慧聪,董丽瑶,等.太行山-燕山地区植被覆盖时空异质性及其驱动力 [J]. 中国环境科学, 2025,45(5):2792-2805.
Wang M L, Zhang H C, Dong L Y, et al. Spatio-temporal heterogeneity of vegetation cover and its driving forces in the Taihangshan-Yanshan Region [J]. China Environmental Science, 2025,45(5):2792-2805.

[33] 黄德法,王 韦,余 挺,等.河道模型中泥沙起动粒径公式的比较和验证 [J]. 水利与建筑工程学报, 2008,(1):15–16,22.
Huang D F, Wang W, Yu T, et al. Comparison and verification of formulas for starting grain size of sediment in river modeling [J]. Journal of Water Resources and Architectural Engineering, 2008,(1): 15–16,22.

[34] Khaldi N, Chouari Y, Mhiri H, et al. Pulsation effects on pollutant and sediment transport in free-surface flow [J]. Environmental Pollution, 2016,219:685–695.

[35] Huang H, Zeng S, Luo C, et al. Separate effect of turbulent pulsation on internal mass transfer in porous biofilms [J]. Environmental Research, 2023,217:114972.

[36] Gidaspow D, Bezburuah R, Ding J. Hydrodynamics of circulating fluidized beds: Kinetic theory approach [C].//United States, 1991 Conference: 7th international conference on fluidization, Gold Coast (Australia), 1992:3-8.

[37] Saffman P G. The lift on a small sphere in a slow shear flow [J]. Journal of Fluid Mechanics, 1965,22(2):385–400.

[38] Mei R, Klausner J F. Shear lift force on spherical bubbles [J]. International Journal of Heat and Fluid Flow, 1994,15(1):62–65.

[39] Drew D, Cheng L, Lahey R T. The analysis of virtual mass effects in two-phase flow [J]. International Journal of Multiphase Flow, 1979, 5(4):233-242.

[40] Stride B, Abolfathi S, Bending G D, et al. Quantifying microplastic dispersion due to density effects [J]. Journal of Hazardous Materials, 2024,466:133440.

[41] Jiang Y J, Zhou S, Fei J, et al. Transport of different microplastics in porous media: Effect of the adhesion of surfactants on microplastics [J]. Water Research, 2022,215:118262.

作者简介: 李嘉辰(2000-),男,北京人,硕士研究生,主要从事新污染物环境迁移研究.w201806@126.com.