

Гидрометеорология и экология. 2025. № 80. С. 547—561.

Hydrometeorology and Ecology. 2025;(80):547—561.

ЭКОЛОГИЯ

Научная статья

УДК 574.58:502.51:504.5

doi: 10.33933/2713-3001-2025-80-547-561

Моделирование влияния микропластика на обменные процессы и естественное отмирание зоопланктона в водоеме

Дарья Алексеевна Тихонова¹, Василий Васильевич Дмитриев²

¹ Институт озерадения Российской академии наук — обособленное структурное подразделение ФГБУН «Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук», Санкт-Петербург, Россия, tdasha94@mail.ru

² Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, Россия

Аннотация. В работе представлены модели скоростей, описывающие влияние микропластика на траты на обмен (единый процесс дыхания и выделения в среду продуктов метаболизма) и естественное отмирание зоопланктона. В модели введены понятия лабильного и стойкого микропластика, а также учтены недетектируемые фракции за счёт поправочного коэффициента. Реализована двухфазная зависимость обменных затрат от содержания микропластика: компенсаторное усиление метаболизма при низких уровнях загрязнения и его торможение при превышении пороговых значений. Расчёты показали, что при содержаниях микропластика, зафиксированных в Ладожском озере, физиологическое воздействие на зоопланктон минимально. Однако при росте загрязнения возможно существенное увеличение обменных затрат и интенсивности отмирания, что потенциально снижает устойчивость зоопланктонного сообщества.

Ключевые слова: микропластик, зоопланктон, экосистемное моделирование, загрязнение водоемов, водные экосистемы.

Благодарности: Работа выполнена в рамках государственного задания ИНОЗ РАН — СПб ФИЦ РАН (тема FFZF-2024-0002 “Современные угрозы водным объектам и инновационные методы их сохранения, восстановления и рационального использования”).

Для цитирования: Тихонова Д. А., Дмитриев В. В. Моделирование влияния микропластика на обменные процессы и естественное отмирание зоопланктона в водоеме // Гидрометеорология и экология. 2025. № 80. С. 547—561. doi: 10.33933/2713-3001-2025-80-547-561.

Original article

Modeling the Impact of Microplastics on Metabolic Rates and Mortality of Zooplankton

Daria A. Tikhonova¹, Vasily V. Dmitriev²

¹ St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, Russia

² St. Petersburg State University, Institute of Earth Sciences, St. Petersburg, Russia

Summary. Microplastics and nanoplastics can be consumed by zooplankton, affecting the feeding, digestion, growth, and fertility of organisms. One of the challenges in studying the impact of microplastics on zooplankton is that the concentrations of these particles in laboratory experiments often significantly exceed the actual levels of pollution in water bodies, making it difficult to interpret the results in terms of their ecological significance. The concentration of microplastics in real water bodies varies over time, as do other factors. This necessitates the development of models that account for realistic concentrations of microplastics and changes in environmental conditions, allowing for the prediction of zooplankton responses under current conditions and in the face of increasing anthropogenic pressures. The study presents rate-based models describing the impact of microplastics on metabolic processes and natural mortality of zooplankton. The model introduces the concepts of labile and persistent microplastics and accounts for undetectable particles through a correction coefficient. A two-phase metabolic response to increasing microplastic content is implemented: compensatory activation of metabolism at low pollution levels and suppression of metabolic rates beyond a critical threshold. Model calculations showed that at microplastic contents observed in Lake Ladoga, the physiological impact on zooplankton remains minimal. However, under elevated pollution scenarios, a significant increase in metabolic losses and mortality intensity is predicted, potentially reducing the resilience of zooplankton communities. The proposed models can be used to assess ecological risks and integrated into broader models of aquatic ecosystem functioning.

Keywords: microplastics, zooplankton, ecosystem modeling, water contamination, aquatic ecosystems.

Acknowledgments: This study was carried out under Governmental Order to St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences (subject no. FFZF-2024-0002 “Modern threats to water bodies and innovative methods for their conservation, restoration, and rational use”).

For citation: Tikhonova D. A., Dmitriev V. V. Modeling the Impact of Microplastics on Metabolic Rates and Mortality of Zooplankton. *Gidrometeorologiya i Ekologiya = Journal of Hydrometeorology and Ecology*. 2025;(80):(547—561). doi: 10.33933/2713-3001-2025-80-547-561. (In Russ.).

Введение

Микропластик (МП) как новый антропогенный фактор оказывает влияние на функционирование организмов на различных трофических уровнях, что делает его влияние на скорости процессов массообмена в экосистемах актуальной темой исследований. Частицы микропластика и нанопластика могут потребляться зоопланктоном, оказывая влияние на процессы питания, пищеварения, роста и плодовитости организмов [1—5]. Воздействие высокими содержаниями МП в воде может снижать функциональность и общее состояние зоопланктона, а также способствовать выделению фекальных гранул, содержащих МП [1]. При длительном

воздействии МП нарушает энергетический обмен копепод, вызывая ускоренное истощение организмов из-за формирования фекальных гранул и травматических эффектов частиц, а также снижая уровень метаболической активности даже при наличии пищи (водорослей) [4]. Хроническое воздействие частицами МП размером 500 нм вызывает снижение выживаемости, уменьшение длины тела, нарушения липидного обмена и антиоксидантной защиты у дафний [6]. По мере роста содержания микропластика размером 32—38 мкм (от 0,4 до 10 мг/л) наблюдается снижение кормовой и репродуктивной активности дафний, повышение уровня оксидативного стресса и ухудшение подвижности, что увеличивает её уязвимость к хищникам и ослабляет конкурентные позиции в составе зоопланктонного сообщества [7]. Мелкодисперсный микропластик (1—5 мкм) может увеличивать смертность кладоцер, нарушая трофические связи в пресноводной экосистеме [8]. В то же время другие исследования показывают, что негативное влияние микропластика на зоопланктон ограничено, и он выводится в течение 2—4 часов и не влияет на выживаемость особей, а на потребление МП влияет продолжительность его нахождения в водной толще из-за образования на нем биопленок [9]. Учитывая глобальное распространение микропластика в водных экосистемах и его обнаружение даже на удалённых территориях с низкой антропогенной нагрузкой [10—12], изучение его влияния на ключевые трофические группы, в том числе зоопланктон, приобретает важное значение.

Одной из сложностей при изучении воздействия МП на зоопланктон является то, что в проводимых лабораторных экспериментах содержания данных частиц часто существенно превышают реальные уровни загрязнения в водоёмах [13], что затрудняет интерпретацию полученных результатов с точки зрения их экологической значимости. Содержание МП в реальных водоёмах изменяется в течение времени, так же как влияние других факторов. Это обуславливает необходимость разработки моделей, учитывающих реалистичные концентрации микропластика и изменение условий среды и позволяющих прогнозировать реакцию зоопланктона в сложившихся условиях и при усилении антропогенного воздействия.

Дополнительной проблемой являются частицы микропластика, не определяемые существующими методами анализа, особенно в мелкодисперсном диапазоне (< 100 мкм), которые могут оказывать значительное влияние на функционирование организмов. В результате фактический уровень загрязнения окружающей среды может быть существенно недооценён [14], что необходимо учитывать при моделировании. Ранее проведённые нами исследования показали увеличение содержания микропластика с уменьшением его размера, при этом наибольшая доля частиц приходится на диапазон до 1000 мкм [15—16]. Экстраполяция данных [17] указывает на то, что при возможности отбора частиц от 1 мкм в полевых условиях содержание микропластика < 100 мкм может быть выше измеренного в 300 раз. По данным [18], количество частиц размером 50—300 мкм в 10—124 раза превышает число частиц > 1000 мкм. Кроме того, именно мелкие частицы (25—1000 мкм) составляют основную долю микропластика по массе в морской воде [19]. Эти данные подтверждают необходимость учёта мелкодисперсной фракции при количественном моделировании воздействия микропластика на гидробионты.

Несмотря на активное развитие моделей распределения микропластика в водных объектах, включая гидродинамические факторы и модели массопереноса [20—22], оценка и моделирование влияния МП на массообмен и функционирование водных экосистем развиты недостаточно.

Целью данной работы является разработка и апробация моделей скоростей процессов, позволяющих количественно оценить влияние микропластика на метаболизм и естественное отмирание зоопланктона. Особенность подхода заключается во включении в модель лабильного и стойкого микропластика, а также в реализации двухфазного отклика трат на обмен на загрязнение, отражающего как компенсаторные, так и тормозящие эффекты. Задачами работы являются:

- определение вида и структуры модельных уравнений с учётом микропластика;
- определение критических значений и пределов изменения параметров на основе экспериментов и логики устойчивости модели;
- численная реализация моделей при различных сценариях загрязнения.

Материалы и методы

Для моделирования процессов массообмена в водной экосистеме с учетом микропластика в качестве компонентов модели в уравнения балансов скоростей наряду с лабильным и стойким детритом нами предложены понятия «лабильный» и «стойкий» микропластик.

Лабильный микропластик (P_{lab}) — взвешенный в воде микропластик, сравнительно быстро подверженный бактериальному гидролизу и выраженный массой сухого вещества (мг сух. в. л⁻¹). Лабильный микропластик потребляется и усваивается зоопланктоном, но в меньшей степени, чем детрит.

Стойкий микропластик (P_{st}) — взвешенный в воде микропластик, сравнительно медленно подверженный бактериальному гидролизу и выраженный массой сухого вещества (мг сух. в. л⁻¹). Стойкий микропластик не потребляется в пищу зоопланктоном.

Лабильность и стойкость МП может определяться в первую очередь его химическим составом, а также размером. Важную роль при этом играет размер фильтрационной камеры зоопланктона и диапазон размеров частиц, доступных для захвата. У организмов с фильтрационным типом питания основная масса потребляемых частиц составляет 2—30 мкм, при максимальных размерах до 100—120 мкм [23]. Более крупные частицы могут механически разрушаться в водной толще или при захвате и частично использоваться в питании. В рамках агрегированной модели зоопланктона, сочетающей фильтраторов и хищников, предполагается, что зоопланктон способен частично захватывать и перерабатывать более крупные фрагменты МП, отбрасывая их часть. При невозможности достоверно определить долю более подверженных разложению полимеров в водной среде мы предлагаем в качестве лабильного пластика считать частицы меньше 1 мм. Для описания влияния МП на питание зоопланктона мы будем учитывать более мелкие частицы. При этом предполагается, что фактическая концентрация

таких частиц может быть занижена в результате ограничения аналитических методов, что компенсируется введением поправочного коэффициента.

Значения содержания лабильного МП (P_{lab}) в воде для модели заданы от 1×10^{-6} до $0,3 \text{ мг л}^{-1}$. Минимальное значение $1 \times 10^{-6} \text{ мг л}^{-1}$ соответствует рассчитанному нами содержанию P_{lab} в Ладожском озере на основе многолетних исследований [15—16]. Для расчёта массы МП определялись линейные размеры каждой частицы (длина и ширина) с помощью оптического микроскопа. Волокна рассматривались как цилиндры, где ширина принималась за диаметр, что соответствует подходам, применяемым в ряде предыдущих исследований [24—25]. Объём частиц умножался на плотность наиболее распространённых в водной среде полимеров — полиэтилена и полипропилена ($0,93 \text{ г см}^{-3}$). В расчётах биомасса зоопланктона Z принята равной $0,1 \text{ мг сух.в. л}^{-1}$, что соответствует нижней границе значений для мезотрофных водоёмов. Согласно данным [26], характерный уровень биомассы зоопланктона для мезотрофных водоёмов составляет $1\text{—}2 \text{ мг л}^{-1}$ во влажном весе; при пересчёте к сухому веществу (примерно 10 % от влажного веса) это соответствует $0,1\text{—}0,2 \text{ мг л}^{-1}$. Температура t задана 20°C .

Моделирование естественного отмирания зоопланктона

В базовой версии модели [27] интенсивность естественного отмирания зоопланктона r_z задаётся в виде константы, определяющей долю биомассы зоопланктона в результате его естественного отмирания в сутки. Учитывая потенциальное токсическое и физиологическое воздействие микропластика, особенно мелкодисперсной фракции ($< 100 \text{ мкм}$), на зоопланктон, мы предполагаем возможность повышения интенсивности естественного отмирания зоопланктона в зависимости от концентрации МП в водной среде.

С учётом того, что наибольшее воздействие на организмы может оказывать именно мелкодисперсная фракция микропластика, которая не детектируется используемыми лабораторными методами, в модели может быть введён поправочный коэффициент α , отражающий условную долю недетектируемых частиц меньше определенного размера. Таким образом, для расчёта воздействия на организм, например, увеличения интенсивности естественного отмирания зоопланктона, будет использоваться не измеренная, а эффективная концентрация микропластика:

$$P_{eff} = \alpha \cdot P_{lab}, \quad (4)$$

где α — условная доля недетектируемых частиц МП, P_{lab} — содержание в воде лабильного микропластика (меньше 1 мм) (мг л^{-1}).

На основе экстраполяции полученных нами данных можем принять диапазон $\alpha = 5\text{—}10$, что отражает приблизительное соотношение между идентифицируемыми и потенциально присутствующими в воде более мелкими частицами, не приводя к чрезмерному завышению концентрации. При этом в ряде других исследований сообщается об увеличении содержания микропластика меньших размеров в десятки и даже сотни раз по сравнению с детектируемыми значениями [17—18]. Такие потенциально экстремальные условия загрязнения в настоящей

работе учитываются в рамках сценарных расчётов модели, где концентрации микропластика варьируются в широком диапазоне. С учетом этого интенсивность отмирания зоопланктона в модели можно представить как:

$$s_z = s_{z0} + \beta \cdot P_{eff} = s_{z0} + \beta \cdot (\alpha \cdot P_{lab}), \quad (5)$$

где s_{z0} — базовая интенсивность отмирания, принятая равной $0,045 \text{ сут}^{-1}$, β — коэффициент чувствительности зоопланктона к микропластику, P_{lab} — измеренное содержание МП (мг л^{-1}), P_{eff} — эффективное содержание МП.

В базовой версии модели [27] скорость естественного отмирания зоопланктона определяется как:

$$S_{z0} = s_{z0} \cdot Z, \quad (6)$$

где s_{z0} — базовая интенсивность отмирания, Z — биомасса зоопланктона (мг сух. в. л^{-1}).

В модифицированной версии, учитывающей эффект мелкодисперсного микропластика, скорость естественного отмирания зоопланктона рассчитывается как:

$$S_z = (s_{z0} + \beta \cdot (\alpha \cdot P_{lab})) \cdot Z, \quad (7)$$

Значение коэффициента β , отражающего чувствительность интенсивности отмирания зоопланктона к концентрации микропластика, может быть ориентировочно оценено на основе литературных данных. Так, в эксперименте, описанном в работе [8], было зафиксировано увеличение смертности кладоцер до 12,7 % за 96 часов при воздействии микропластика размером 1—5 мкм в концентрации около 10 мг/л. Отсюда можем допустить, что при наличии высоких содержаний мелкого микропластика смертность увеличивается на 3,2 % в сутки по сравнению с фоном. Это соответствует приросту суточной интенсивности отмирания $\Delta s_{z0} \approx 0,03175 \text{ сут}^{-1}$. Тогда расчётное значение коэффициента β может быть определено:

$$\beta = \frac{\Delta s_{z0}}{P_{eff}}, \quad (8)$$

где Δs_{z0} — прирост суточной интенсивности отмирания, P_{eff} — эффективная концентрация микропластика (мг л^{-1}) (4). Таким образом, коэффициент $\beta = 0,003175$.

Однако данная величина рассчитана для лабораторных условий и узкого диапазона частиц. В модели используется более широкий размерный диапазон микропластика (до 1000 мкм), а также эффективная концентрация МП P_{eff} , включающая поправку α , учитывающую недетектируемые фракции. В этих условиях для сохранения сопоставимого прироста смертности при меньших значениях P_{eff} коэффициент β был увеличен. Численное значение $\beta = 0,0635$ выбрано на основе анализа поведения модели: оно обеспечивает реалистичный рост смертности при высоких уровнях загрязнения (до 2—3 раз относительно фоновых значений), при этом влияние микропластика при низких концентрациях остаётся минимальным. Такой подход обеспечивает биологическую реалистичность модели в широком диапазоне сценариев и сохраняет согласованность с экспериментальными наблюдениями.

Моделирование интенсивности трат на обмен у зоопланктона

Базовая интенсивность трат на обмен у зоопланктона рассчитывается следующим образом:

$$r_{z0} = a \cdot w_z^b \cdot \exp(c \cdot (t - 20)), \quad (9)$$

где a, b, c — эмпирические константы, w_z — среднестатистический вес Z , задаваемый постоянной величиной, t — температура воды. Зададим постоянные данные [27]: $a = 0.06$; $w_z = 10^{-4}$; $b = -0.25$; $c = 0.14$.

На основании литературных данных можно допустить два варианта влияния микропластика на траты на обмен зоопланктона при воздействии микропластиком:

— Повышение трат на обмен для компенсации вреда из-за ускорения метаболизма.

Рост затрат энергии на обменные процессы при воздействии микропластика также подтверждается экспериментальными данными: в частности, у *Daphnia magna* наблюдалось увеличение энергозатрат при воздействии волокон микропластика в сочетании с загрязнителями (наночастицы и нитраты серебра), несмотря на сохранение энергетических резервов (липидов, белков и углеводов) на исходном уровне [28]. Это свидетельствует о компенсаторной активации метаболизма.

— Снижение метаболизма из-за интоксикации, истощения или ухудшения питания и соответственно снижение r_z , уход в режим «энергосбережения».

Это может наблюдаться при высоких концентрациях микропластика или ухудшения пищевой базы. Так, например, экспериментальные данные показали, что при потреблении микропластика копеподами *Calanus helgolandicus* происходит снижение общего и базального метаболизма (в 1,7—1,8 раза) и двигательной активности (в 3 раза), что позволяет рассматривать наличие микропластика как фактор, снижающий интенсивность обмена у зоопланктона [4]. Кроме того, даже кратковременное воздействие микропластика на *Daphnia magna* приводило к снижению активности энергетического обмена и смещению физиологических приоритетов с роста на защиту от стресса [29]. Однако исследования в лабораторных условиях проводятся с использованием высоких содержаний частиц микропластика и не могут в полной мере отражать реальную ситуацию.

Выбор модели предусматривает объединение сценариев. С учётом зафиксированных содержаний МП в исследуемом водоёме, выбран сценарий с двухфазной реакцией: при низких содержаниях наблюдается умеренный рост обмена, а при достижении некоторого порогового уровня — торможение. Эта зависимость представлена в виде склеенной функции:

$$r_z = a_1 \cdot w_z^{h_1} \cdot \exp(c \cdot (t - 20)) \cdot \begin{cases} 1 + \beta_1 \left(\frac{P_{eff}}{P_{crit}} \right)^2, & P_{eff} < P_{crit}, \\ y, & P_{eff} \geq P_{crit} \end{cases}, \quad (10)$$

где P_{eff} — эффективное содержание МП (мг л^{-1}) (4), P_{crit} — критическое содержание МП, при котором происходит снижение трат на обмен, β_1 — коэффициент,

отражающий степень влияния МП на интенсивность трат на обмен, γ — доля от базового обмена при высоких содержаниях МП.

Критическое значение содержания микропластика P_{crit} в модели установлено на уровне 0,2 мг/л. Такое значение намеренно выбрано достаточно высоким по сравнению с фактическими содержаниями микропластика, измеренными в Ладожском озере, чтобы избежать чрезмерного роста обменных затрат при существующем уровне загрязнения. Вместе с тем, модель сохраняет способность отражать потенциальные эффекты при увеличении содержания микропластика в будущем, например, в условиях повышения антропогенной нагрузки. Таким образом, P_{crit} выполняет функцию порогового параметра, отделяющего фазу адаптивной компенсации от метаболического торможения.

Коэффициент β_1 примем равным 2 на основании анализа поведения модели, так как такое значение обеспечивает умеренную метаболическую реакцию зоопланктона на загрязнение МП и максимальный прирост обменных затрат зоопланктона около 50 % от базового уровня без перехода к нереалистично резкому росту метаболизма.

Параметр γ примем равным 0,9 (снижение на 10 %) на основе следующего. В исследовании [4] общее и базальное потребление кислорода уменьшались на 30 % и более, однако данный эффект фиксировался после 7—8 суток экспозиции и при высоких концентрациях микропластика. В нашей же модели параметр r_z представляет собой среднесуточную интенсивность обмена, описывающую текущее состояние в рамках экосистемной динамики. Учитывая это, мы задали долю от базового обмена $\gamma = 0,9$ как более консервативную оценку для долгосрочного периода в условиях реалистичных концентраций микропластика. Такое снижение отражает не острую фазу угнетения, а устойчивое снижение обменной активности, характерное для режима адаптивной компенсации без перехода в патологическое состояние. Выбор этого значения позволяет избежать чрезмерного уменьшения метаболизма в модели, которое могло бы исказить расчёты баланса веществ в моделях водных экосистем.

На основе рассчитанной интенсивности трат на обмен зоопланктона рассчитаем скорость трат на обмен:

$$R_z = r_z \cdot Z, \quad (11)$$

где r_z — модифицированная интенсивность трат на обмен зоопланктона (сут⁻¹), Z — биомасса зоопланктона (мг сух. в. л⁻¹ сут⁻¹).

Результаты

Моделирование естественного отмирания зоопланктона

Согласно расчётам при низких концентрациях микропластика, соответствующих уровню загрязнения, зафиксированному нами в Ладожском озере ($P_{lab} = 1 \cdot 10^{-6}$ мг л⁻¹), изменение интенсивности отмирания зоопланктона (s_z) по сравнению с фоновым уровнем составляет менее 1 %. Скорость отмирания при этом составляет около 0,0045 мг·л⁻¹·сут⁻¹, что соответствует фоновым значениям (рис. 1).

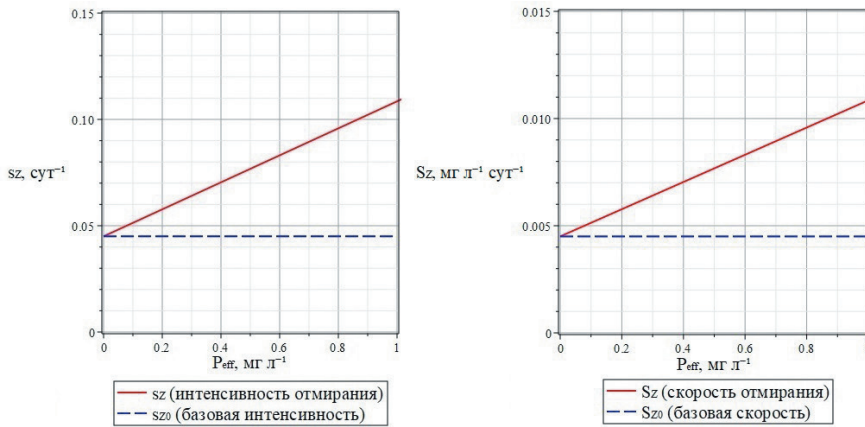


Рис. 1. Удельная скорость (интенсивность) и скорость естественного отмирания зоопланктона при увеличении содержания микропластика в воде.

Fig. 1. Specific rate (intensity) and rate of natural death of zooplankton with increasing microplastic content in water.

Однако сценарное увеличение концентрации мелкодисперсного микропластика (P_{eff}) до $1 \text{ мг } \text{л}^{-1}$, например, в условиях роста антропогенного давления, приводит к увеличению интенсивности отмирания (до $0,11 \text{ сут}^{-1}$). Эти расчёты демонстрируют потенциал модели для оценки рисков в случае ухудшения экологической обстановки и роста загрязнения в будущем.

Моделирование интенсивности трат на обмен у зоопланктона

На рис. 2 представлены результаты моделирования влияния эффективной концентрации микропластика (P_{eff}) на интенсивность ($r_z, \text{ сут}^{-1}$) и скорость ($R_z, \text{ мг } \text{л}^{-1} \cdot \text{сут}^{-1}$) обменных процессов у зоопланктона. При низком уровне загрязнения ($P_{eff} < P_{crit}$) наблюдается умеренный рост интенсивности трат, что интерпретируется как компенсаторная метаболическая активация. При повышении концентрации микропластика обмен возрастает, отражая начало нарастания затрат на метаболическую компенсацию. При достижении критической концентрации ($P_{crit} = 0,02 \text{ мг/л}$) происходит переход к угнетению трат на обмен — обменные затраты снижаются до 90% от исходного уровня. Таким образом, при концентрации P_{eff} ниже критической, организм демонстрирует рост обменных затрат по мере увеличения загрязнения; при превышении критического уровня происходит переключение на рутинный метаболизм с затратами, соответствующими значению γ от базового уровня (0,9). Такая двухфазная реакция позволяет учесть в модели как стимуляцию, так и угнетение обмена в зависимости от степени загрязнения водной среды микропластиком.

Численные значения изменения показателей при разном содержании микропластика указаны в табл. 1.

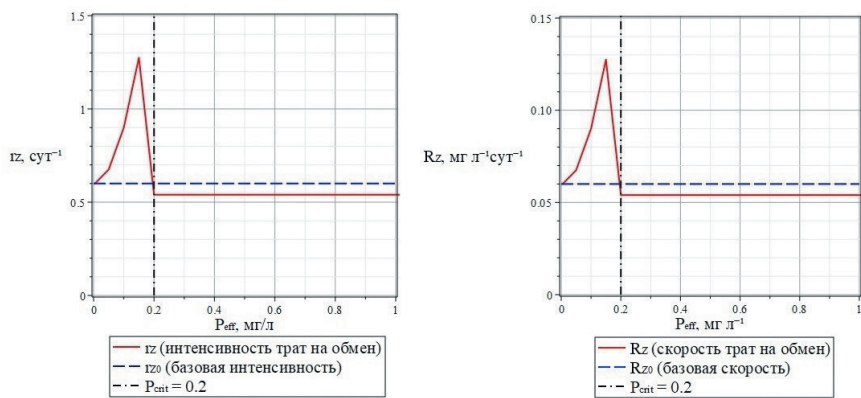


Рис. 2. Удельная скорость (интенсивность) трат на обмен у зоопланктона ($Z = 0,1$ мг сух.в. л⁻¹) в зависимости от концентрации микропластика в воде.

Fig. 2 The specific rate (intensity) of exchange in zooplankton ($Z = 0.1$ mg dry matter per liter) depends on the concentration of microplastics in the water.

Таблица 1

Результаты расчётов удельной скорости (интенсивности) и скорости трат на обмен; скорости отмирания зоопланктона при различных концентрациях микропластика в воде

The results of calculations of the specific rate (intensity) and the rate of exchange; the rate of zooplankton death at different concentrations of microplastics in water

P_{lab} (мг л ⁻¹)	P_{eff} (мг л ⁻¹)	r_z (сут ⁻¹)	R_z (мг л ⁻¹ сут ⁻¹)	s_z (сут ⁻¹)	S_z (мг л ⁻¹ сут ⁻¹)
0,000001	0,000005	0,6	0,06	0,045	0,0045
0,00001	0,00005	0,6	0,06	0,045	0,0045
0,0001	0,0005	0,6	0,06	0,045	0,0045
0,001	0,005	0,6	0,06	0,045	0,0045
0,01	0,05	0,68	0,07	0,048	0,0048
0,02	0,1	0,9	0,09	0,051	0,0051
0,03	0,15	1,28	0,13	0,054	0,0054
0,04	0,2	0,54	0,05	0,058	0,0058
0,05	0,25	0,54	0,05	0,06	0,006
0,1	0,5	0,54	0,05	0,08	0,008
0,2	1	0,54	0,05	0,1	0,01
0,3	1,5	0,54	0,05	0,14	0,014

Обсуждение результатов

Предложенная нами модель влияния микропластика на интенсивность и скорость трат на обмен зоопланктона позволяет учесть двойственную природу ответа организмов на загрязнение микропластиком: при незначительном загрязнении происходит повышение трат на обмен, но при превышении порога — снижение

обменных процессов. Значения параметров могут быть откалиброваны при появлении экспериментальных данных или в рамках численного анализа чувствительности модели.

Представленные результаты демонстрируют двойственную природу ответа зоопланктона на воздействие МП, отражённую в модели через изменение интенсивности трат на обмен и отмирания организмов. Такая реакция характеризуется компенсаторным усилением обмена при низких (сублетальных) концентрациях и переходом к угнетению метаболизма и росту смертности при превышении критического порога. При низких содержаниях МП ($P_{lab} \leq 0,001$ мг/л), соответствующих значениям, зафиксированным в Ладожском озере, модель предсказывает стабильные значения как интенсивности обмена ($r_z = 0,6$ сут⁻¹), так и интенсивности отмирания ($s_z = 0,045$ сут⁻¹), а значения скоростей R_z и S_z соответствуют базовым — 0,06 и 0,0045 мг·л⁻¹·сут⁻¹, соответственно. Это подтверждает, что при текущем уровне загрязнения влияние МП на траты на обмен и отмирание зоопланктона остается минимальным.

Вместе с тем, при увеличении содержания МП наблюдается сначала плавный рост метаболических затрат, связанный с компенсаторной активацией, а затем резкое снижение при превышении критического порога. Например, при $P_{eff} = 0,1$ мгл⁻¹ интенсивность трат на обмен r_z возрастает до 0,9 сут⁻¹, но уже при $P_{eff} = 0,2$ мгл⁻¹ снижается до 0,54 сут⁻¹, что эквивалентно 90 % от базового уровня. Аналогичная зависимость наблюдается и для интенсивности отмирания, которая растёт линейно с увеличением содержания МП от 0,045 до 0,14 сут⁻¹, отражая возможный рост токсичности или ухудшение условий питания.

Важно отметить, что модель позволяет корректно воспроизводить как фазу компенсаторной активности, так и переход к «энергосбережению» при превышении порога P_{crit} . Такой подход особенно важен для оценки потенциальных рисков при увеличении загрязнения микропластиком водных экосистем. Значения параметров в модели подобраны таким образом, чтобы отражать реалистичную физиологическую реакцию без её переоценки при текущем уровне загрязнения.

Полученные данные могут быть использованы как основа для интеграции в пространственно-неоднородные экологические модели, учитывающие процессы массообмена в водных экосистемах (неконсервативная турбулентная диффузия). Также они позволяют прогнозировать изменения в устойчивости трофических связей при росте загрязнения МП на фоне изменения других факторов среды и биоты.

Заключение

В настоящей работе представлена модель, описывающая влияние микропластика на траты на обмен и естественную смертность зоопланктона. Особенностью модели является включение в расчёты долей лабильного и стойкого микропластика, а также учёт скрытых (недетектируемых) фракций путём введения поправочного коэффициента. Реализована двухфазная зависимость обменных затрат от концентрации микропластика, отражающая как компенсаторную активацию

метаболизма, так и его торможение при превышении пороговых значений загрязнения.

Результаты расчетов показали, что при низких концентрациях микропластика, характерных для Ладожского озера, физиологическое воздействие на зоопланктон минимально. Вместе с тем, в сценариях роста загрязнения возможно существенное увеличение обменных затрат и интенсивности отмирания, что может привести к снижению устойчивости зоопланктонного сообщества к изменению параметров режимов и состава биоты.

Модель может быть использована для оценки потенциальных рисков при изменении уровня загрязнения микропластиком и для интеграции в модели функционирования водных экосистем.

Список литературы

1. Cole M., Lindeque P., Fileman E. et al. Microplastic ingestion by Zooplankton // *Environmental Science & Technology*. 2013. Vol. 47(12). P. 6646—6655. doi: 10.1021/es400663f.
2. Coppock R. L., Galloway T. S., Cole M. et al. Microplastics alter feeding selectivity and faecal density in the copepod, *Calanus helgolandicus* // *Science of The Total Environment*. 2019. Vol. 687. P. 780—789. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.009.
3. Botterell Z. L. R., Beaumont N., Cole M. et al. Bioavailability of Microplastics to Marine Zooplankton: Effect of Shape and Infochemicals // *Environmental Science & Technology*. 2020. Vol. 54(19). P. 12024—12033. doi: 10.1021/acs.est.0c02715.
4. Isinibilir M., Svetlichny L., Mykitchak T. et al. Microplastic Consumption and Its Effect on Respiration Rate and Motility of *Calanus helgolandicus* From the Marmara Sea // *Frontiers in Marine Science*. 2020. Vol. 7. doi: 10.3389/fmars.2020.603321.
5. Kumar M., Chaudhary V., Kumar R. et al. Microplastics, their effects on ecosystems, and general strategies for mitigation of microplastics: A review of recent developments, challenges, and future prospects // *Environmental Pollution and Management*. 2025. Vol. 2. P. 87—105. doi: 10.1016/j.epm.2025.03.001.
6. Zhu C., Zhang T., Liu X. et al. Changes in life-history traits, antioxidant defense, energy metabolism and molecular outcomes in the cladoceran *Daphnia pulex* after exposure to polystyrene microplastics // *Chemosphere*. 2022. Vol. 308. 136066. doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.136066.
7. Yin J., Duan C., Zhou F. et al. Microplastics affect interspecific interactions between cladoceran species in the absence and presence of predators by triggering asymmetric individual responses // *Water Research*. 2024. Vol. 248. 120877. doi: 10.1016/j.watres.2023.120877.
8. Galir A., Maronić D. Š., Stević F. et al. Microplastics and the freshwater plankton: Effects on grazing and mortality // *Journal of Hazardous Materials*. 2025. Vol. 488. 137497. doi: 10.1016/j.jhazmat.2025.137497.
9. Vroom R. J. E., Koelmans A. A., Besseling E., Halsband C. Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton // *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 231(Pt 1). P. 987—996. doi: 10.1016/j.envpol.2017.08.088.
10. Free C. M., Jensen O. P., Mason S. A. et al. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake // *Marine Pollution Bulletin*. 2014. Vol. 85. P. 156—163. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.001.
11. Negrete Velasco A. de J., Rard L., Blois W. et al. Microplastic and fibre contamination in a remote mountain lake in Switzerland // *Water*. 2020. Vol. 12(9). 2410. doi: 10.3390/w12092410.
12. Dong H., Wang L., Wang X. et al. Microplastics in a Remote Lake Basin of the Tibetan Plateau: Impacts of Atmospheric Transport and Glacial Melting // *Environmental Science & Technology*. 2021. Vol. 55(19). P. 12951—12960. doi: 10.1021/acs.est.1c03227.
13. Bucci K., Tulio M., Rochman C. M. What is known and unknown about the effects of plastic pollution: A meta-analysis and systematic review // *Ecological Applications*. 2020. Vol. 30(2). e02044. doi: 10.1002/eap.2044.

14. Du F., Cai H., Su L. et al. The missing small microplastics: easily generated from weathered plastic pieces in labs but hardly detected in natural environments // *Environmental Science: Advances*. 2024. Vol. 3. P. 227—238. doi: 10.1039/D3VA00291H.
15. Tikhonova D. A., Karetnikov S. G., Ivanova E. V., Shalunova E. P. The Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column of Lake Ladoga // *Water Resources*. 2024. Vol. 51. P. 146—153. doi: 10.1134/S009780782370063X.
16. Tikhonova D. A., Shalunova E. P., Karetnikov S. G. Comparing the efficiency of two water sampling methods for studying the content of microplastics in water bodies // *Limnology & Freshwater Biology*. 2024. No. 6. P. 1434—1453. doi: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1434.
17. Lindeque P. K., Cole M., Coppock R. L. et al. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size // *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 265. 114721. doi: 10.1016/j.envpol.2020.114721.
18. Carbery M., Herb F., Reynes J. et al. How small is the big problem? Small microplastics <300 µm abundant in marine surface waters of the Great Barrier Reef Marine Park // *Marine Pollution Bulletin*. 2022. Vol. 184. 114179. doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.114179.
19. Poulain M., Mercier M. J., Brach L. et al. Small Microplastics As a Main Contributor to Plastic Mass Balance in the North Atlantic Subtropical Gyre // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(3). P. 1157—1164. doi: 10.1021/acs.est.8b05458.
20. Березина А. В. Моделирование влияния биогеохимических процессов на перенос микропластика в Северном Ледовитом океане : дис. ... канд. физ.-мат. наук. 2023. 114 с.
21. Cai C., Zhu L., Hong B. A review of methods for modeling microplastic transport in the marine environments // *Marine Pollution Bulletin*. 2023. Vol. 193. 115136. doi: 10.1016/j.marpolbul.2023.115136.
22. Moodley T., Abunama T., Kumari S. et al. Applications of mathematical modelling for assessing microplastic transport and fate in water environments: a comparative review // *Environmental Monitoring and Assessment*. 2024. Vol. 196. 667. doi: 10.1007/s10661-024-12731-x.
23. Крючкова Н.М. Роль фильтраторов зоопланктона в трофодинамике пресных вод : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Л., 1984. 38 с.
24. Simon M., van Alst N., Vollertsen J. Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging // *Water Research*. 2018. Vol. 142. P. 1—9. doi: 10.1016/j.watres.2018.05.019.
25. Leusch F. D. L., Ziajahromi S. Converting mg/L to Particles/L: Reconciling the Occurrence and Toxicity Literature on Microplastics // *Environmental Science & Technology*. 2021. Vol. 55(17). P. 11470—11472. doi: 10.1021/acs.est.1c04093.
26. Дмитриев В. В., Фрумин Г. Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. Учебное пособие. СПб.: Наука, 2004. 294 с.
27. Сергеев Ю. Н., Кулеш В. П., Дмитриев В. В. Пространственно-неоднородная модель экосистемы эстуария р. Невы. Имитации последствий строительства Санкт-Петербургской дамбы / под редакцией Ю. Н. Сергеева. СПб.: Издательско-полиграфическая ассоциация высших учебных заведений, 2021. 310 с.
28. Tourinho P. S., Silva A. R. R., Santos C. S. A. et al. Microplastic Fibers Increase Sublethal Effects of AgNP and AgNO₃ in *Daphnia magna* by Changing Cellular Energy Allocation // *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2022. Vol. 41(4). P. 896—904. doi: 10.1002/etc.5136.
29. Kwon Y. S., Park C. B., Lee S. M. et al. Comprehensive analysis of proteomic and biochemical responses of *Daphnia magna* to short-term exposure to polystyrene microplastic particles // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2025. Vol. 290. 117581. doi: 10.1016/j.ecoenv.2024.117581.

References

1. Cole M., Lindeque P., Fileman E. et al. Microplastic ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology*. 2013; Vol. 47(12). P. 6646—6655. doi: 10.1021/es400663f.
2. Coppock R. L., Galloway T. S., Cole M. et al. Microplastics alter feeding selectivity and faecal density in the copepod, *Calanus helgolandicus*. *Science of The Total Environment*. 2019;(687): 780—789. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.009.

3. Botterell Z. L. R., Beaumont N., Cole M. et al. Bioavailability of Microplastics to Marine Zooplankton: Effect of Shape and Infochemicals. *Environmental Science & Technology*. 2020 54(19). P. 12024—12033. doi: 10.1021/acs.est.0c02715.
4. Isinibilir M., Svetlichny L., Mykitchak T. et al. Microplastic Consumption and Its Effect on Respiration Rate and Motility of *Calanus helgolandicus* From the Marmara Sea. *Frontiers in Marine Science*. 2020;(7). 15 P. doi: 10.3389/fmars.2020.603321.
5. Kumar M., Chaudhary V., Kumar R. et al. Microplastics, their effects on ecosystems, and general strategies for mitigation of microplastics: A review of recent developments, challenges, and future prospects. *Environmental Pollution and Management*. 2025; (2): 87—105. doi: 10.1016/j.epm.2025.03.001.
6. Zhu C., Zhang T., Liu X. et al. Changes in life-history traits, antioxidant defense, energy metabolism and molecular outcomes in the cladoceran *Daphnia pulex* after exposure to polystyrene microplastics. *Chemosphere*. 2022; (308): 136066. doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.136066.
7. Yin J., Duan C., Zhou F. et al. Microplastics affect interspecific interactions between cladoceran species in the absence and presence of predators by triggering asymmetric individual responses. *Water Research*. 2024; (248): 120877. doi: 10.1016/j.watres.2023.120877.
8. Galir A., Maronić D. Š., Stević F. et al. Microplastics and the freshwater plankton: Effects on grazing and mortality. *Journal of Hazardous Materials*. 2025; (488): 137497. doi: 10.1016/j.jhazmat.2025.137497.
9. Vroom R. J. E., Koelmans A. A., Besseling E., Halsband C. Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton. *Environmental Pollution*. 2017; 231(Pt1): 987—996. doi: 10.1016/j.envpol.2017.08.088.
10. Free C. M., Jensen O. P., Mason S. A. et al. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*. 2014;(85): 156—163. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.001.
11. Negrete Velasco A. de J., Rard L., Blois W. et al. Microplastic and fibre contamination in a remote mountain lake in Switzerland. *Water*. 2020; 12(9): 2410. doi: 10.3390/w12092410.
12. Dong H., Wang L., Wang X. et al. Microplastics in a Remote Lake Basin of the Tibetan Plateau: Impacts of Atmospheric Transport and Glacial Melting. *Environmental Science & Technology*. 2021; 55(19): 12951—12960. doi: 10.1021/acs.est.1c03227.
13. Bucci K., Tulio M., Rochman C. M. What is known and unknown about the effects of plastic pollution: A meta-analysis and systematic review. *Ecological Applications*. 2020; 30(2): e02044. doi: 10.1002/eap.2044.
14. Du F., Cai H., Su L. et al. The missing small microplastics: easily generated from weathered plastic pieces in labs but hardly detected in natural environments. *Environmental Science: Advances*. 2024;(3): 227—238. doi: 10.1039/D3VA00291H.
15. Tikhonova D. A., Karetnikov S. G., Ivanova E. V., Shalunova E. P. The Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column of Lake Ladoga. *Water Resources*. 2024;(51): 146—153. doi: 10.1134/S009780782370063X.
16. Tikhonova D. A., Shalunova E. P., Karetnikov S. G. Comparing the efficiency of two water sampling methods for studying the content of microplastics in water bodies. *Limnology & Freshwater Biology*. 2024;(6): 1434—1453. doi: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1434.
17. Lindeque P. K., Cole M., Coppock R. L. et al. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution*. 2020;(265): 114721. doi: 10.1016/j.envpol.2020.114721.
18. Carbery M., Herb F., Reynes J. et al. How small is the big problem? Small microplastics <300 µm abundant in marine surface waters of the Great Barrier Reef Marine Park. *Marine Pollution Bulletin*. 2022; (184): 114179. doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.114179.
19. Poulain M., Mercier M. J., Brach L. et al. Small Microplastics As a Main Contributor to Plastic Mass Balance in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Environmental Science & Technology*. 2019; 53(3): 1157—1164. doi: 10.1021/acs.est.8b05458.
20. Berezina A. V. *Modelirovanie vliyaniya biogeokhichimicheskikh protsessov na perenos mikroplastika v Severnom Ledovitom okeane* = Modeling the influence of biogeochemical processes on microplastic transport in the Arctic Ocean: dis. ... kand. fiz.-mat. nauk. 2023: 114 p. (In Russ.).
21. Cai C., Zhu L., Hong B. A review of methods for modeling microplastic transport in the marine environments. *Marine Pollution Bulletin*. 2023; (193): 115136. doi: 10.1016/j.marpolbul.2023.115136.

22. Moodley T., Abunama T., Kumari S. et al. Applications of mathematical modelling for assessing microplastic transport and fate in water environments: a comparative review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2024;(196): 667. doi: 10.1007/s10661-024-12731-x.
23. Kryuchkova N. M. The Role of Zooplankton Filtrators in the Trophodynamics of Freshwater: Abstract of Doctoral Dissertation in Biology. Leningrad, 1984. 38 p. (In Russ.).
24. Simon M., van Alst N., Vollertsen J. Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research*. 2018;(142): 1—9. doi: 10.1016/j.watres.2018.05.019.
25. Leusch F. D. L., Ziajahromi S. Converting mg/L to Particles/L: Reconciling the Occurrence and Toxicity Literature on Microplastics. *Environmental Science & Technology*. 2021; 55(17): 11470—11472. doi: 10.1021/acs.est.1c04093.
26. Dmitriev V. V., Frumin G. T. *Ekologicheskoe normirovanie i ustoychivost' prirodnnykh system = Ecological standardization and stability of natural systems*. St. Petersburg: Nauka, 2004. 294 p. (In Russ.).
27. Sergeev Yu. N., Kulesh V. P., Dmitriev V. V. *Prostranstvenno-neodnorodnaya model' ekosistemy estuariya r. Nevy. Imitatsii posledstviy stroitel'stva Sankt-Peterburgskoy damby = Spatially heterogeneous model of the Neva River estuary ecosystem*. Simulations of the consequences of the St. Petersburg dam construction. St. Petersburg: Izdatel'sko-poligraficheskaya assotsiatsiya vysshikh uchebnykh zavedeniy, 2021: 310 p. (In Russ.).
28. Tourinho P. S., Silva A. R. R., Santos C. S. A. et al. Microplastic Fibers Increase Sublethal Effects of AgNP and AgNO₃ in *Daphnia magna* by Changing Cellular Energy Allocation. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2022; 41(4): 896—904. doi: 10.1002/etc.5136.
29. Kwon Y. S., Park C. B., Lee S. M. et al. Comprehensive analysis of proteomic and biochemical responses of *Daphnia magna* to short-term exposure to polystyrene microplastic particles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2025; (290): 117581. doi: 10.1016/j.ecoenv.2024.117581.

Информация об авторах

Тихонова Дарья Алексеевна, младший научный сотрудник, Институт озераведения РАН — Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН (ИНОЗ РАН — СПб ФИЦ РАН), Санкт-Петербург, Россия, tdasha94@mail.ru.

Дмитриев Василий Васильевич, доктор географических наук, профессор, Санкт-Петербургский государственный университет, Институт наук о Земле, профессор, v.dmitriev@spbu.ru.

Information about authors

Tikhonova Daria Alekseevna, junior researcher, Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, Russia.

Dmitriev Vasily V., Doctor of Geographical Sciences, Professor, St. Petersburg State University, Institute of Earth Sciences, Professor.

Конфликт интересов: конфликт интересов отсутствует.

Статья поступила 18.07.2025

Принята в печать 13.08.2025

The article was received on 18.07.2025

The article was accepted on 13.08.2025