

М. В. МАРТЫНОВА

ВЛИЯНИЕ ВЗМУЧИВАНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НА ЭКОСИСТЕМЫ ВОДОЕМОВ

Естественное взмучивание донных отложений может быть обусловлено не только ветровым волнением, но и внутренними сейшми и на отдельных участках вызывать заметное увеличение скорости осадконакопления. Ресуспензия отложений влияет на продуцирование фитопланктона и бактериальной биомассы, увеличивает со дна поток газов, загрязняющих веществ и создает потенциальную угрозу бактериального загрязнения пресных и морских вод. Влияние ресуспензии на поток фосфатов со дна неоднозначно. В высокопродуктивных водоемах с содержанием $OB > 30\%$ негативный эффект взмучивания отложений проявляется сильнее.

Natural stirring-up of bottom sediments can be caused not only by wind-induced chopiness but also by internal seiches and can lead, in some areas, to a marked increase in the sedimentation rate. Sediment resuspension influences the production of the phytoplankton and bacterial biomass, increases the flow of gases and pollutants from the bottom, and presents a potential threat of bacterial pollution of fresh and sea waters. The influence of resuspension on the flow of phosphates from the bottom varies. In highly productive water bodies with the content of hazardous substances $>30\%$, the negative effect of sediment stirring-up manifests itself more strongly.

Согласно современным представлениям донные отложения — одна из важнейших составляющих водных экосистем, при этом потоки веществ со дна — обязательная компонента материального баланса водоема (или водотока). Оценка потоков вещества предполагает их предварительное дифференцирование на три типа: поток растворенных соединений, поток газов и поток взвешенных твердых частиц.

Растворенные соединения, выделившиеся из отложений, быстро распространяются в воде, вовлекаясь в биотический круговорот. Выделение газов из отложений (CO_2 , CH_4 , N_2) стимулирует продукционные процессы и потребление O_2 в воде. Взмученные твердые частицы, подвергаясь процессам трансформации, спустя некоторое время возвращаются на дно. Взмучивание (ресуспензия) донных отложений (ДО) активизирует (блокирует) прочие потоки вещества, что создает сложность в изучении последствий ресуспензии и их влияния на биотические и абиотические процессы в водоемах.

Механизмы возникновения ресуспензии отложений. В последние 10–15 лет вопросы влияния взмучивания ДО на круговорот вещества в водных экосистемах привлекают все большее внимание. На 25-м лимнологическом конгрессе (Барселона, 1992 г.) была организована специальная секция «Ресуспензия озерных отложений», сфокусированная на изучении обмена частицами вещества через границу раздела вода–донные отложения.

В озерах выделяют две зоны ресуспензии: главная, обусловленная ветровой активностью, и возможной ресуспензии, обусловленная прохождением внутренних волн (сейш). При размещении седиментационных ловушек в водоеме на расстоянии от дна, учитывающем возможное загрязнение ресуспензированными частицами, седиментационный поток может быть существенно искажен, в том числе на глубоководных участках.

Возможный механизм этого феномена — внутренние волны (сейши). Выделено два их вида: высокочастотные поверхностные с небольшой вертикальной амплитудой (см) и низкочастотные внутренние с большими амплитудами (м). Показана важность внутренних сейш в формировании динамики ресуспензии и перемещения материала в районы аккумуляции отложений [1]. В глубоководных участках, которые непосредственно не подвержены влиянию мелководных площадей и дестратифицированного водного столба, существуют так называемые «нефелоидные» слои воды с повышенной мутностью, появление которых ассоциируют с сейшеобразным движением воды. В оз. Онтарио нефелоидный слой был найден на глубинах более 60 м. Типичная концентрация в нем взвесей — 0,8 мг/л [2]. Есть свидетельства существования тонкого нефелоидоподобного слоя над поверхностью ДО в небольших озерах.

В предальпийском озере Альпнах ($S_{\text{зерк}} = 4,76 \text{ км}^2$) на основании многочисленных замеров (150 профилей) температуры, электропроводности и прозрачности воды, проведенных в течение двух дней, установлено существование хорошо перемешанного придонного слоя воды повышенной мутности толщиной от 2 до 7 м. Концентрация взвесей внутри него была в 2–4 раза больше, чем над этим слоем. Внутри этого слоя 95 % частиц имели органическое происхождение [2]. Важно отметить «се-

парирующую» роль сейш, которая состоит в вымывании со дна наиболее легких частиц и проявляется, по-видимому, не только в данном случае. Внутреннее сейшеподобное движение воды хорошо коррелировало с придонными течениями, имеющими среднюю скорость ~ 2 см/с. В моменты высокочастотных «взрывоподобных» движений воды скорость течения повышалась до 7 см/с. [2].

Площадь дна озера, вовлекаемая в процессы ветрового перемешивания, зависит от глубины волнового воздействия, которая определяется длиной волны ($h = \lambda/2$, где λ — длина волны). Чем больше площадь зеркала озера, тем больше (при прочих равных условиях) длина ветровой волны, глубина перемешиваемого слоя воды и площадь дна озера, подвергающаяся взмучиванию отложений. Так, показано [3], что эффект ветрового взмучивания отложений в небольшом озере Сев. Ирландии ($S_{\text{зерк}} = 6$ га) невелик по сравнению с крупным озером ($S_{\text{зерк}} = 516$ га).

Ресуспензия ДО в оз. Мичиган (США), будучи главным механизмом перемещения вещества из мелководий в более глубоководную зону, является причиной высокой скорости осадконакопления в юго-восточной его части [4]. В процессе ресуспензии ДО концентрация взвеси возрастала от 0,72 до 35,28 мг/л в 1998 г. и от 0,82 до 6,30 мг/л в 1999 г. Установлена обратная линейная связь между мутностью воды и расстоянием от берега (до 35 км). Для высокотрофного оз. Норвикен (Швеция) получена прямая линейная зависимость интенсивности ресуспензии ДО от скорости ветра. При скорости ветра $\sim 3,5$ м/с ресуспензия составляла около $0,2$ г С $\text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$, при ~ 7 м/с — около $0,5$ г С $\text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ [5].

Эффекты ресуспензии. Ресуспензия донных отложений обеспечивает значительные изменения содержания бентических диатомовых водорослей в водном столбе, влияя на таксономический состав прибрежных фитопланктонных сообществ [6]. Вследствие ресуспензии ДО уменьшается прозрачность воды, снижается поток света в глубь водного столба, что влияет на вегетацию фитопланктона и погруженных макрофитов [7].

Увеличение потока биогенных элементов со дна, нередко сопровождающее ресуспензию, может нейтрализовать этот негативный эффект. Так, в Кильской бухте (Германия) взмучивание ДО является важным источником соединений биогенных элементов для продуцирования фитопланктона в летний период [8]. В восьми водохранилищах южной Бразилии обогащение верхних слоев воды соединениями биогенных элементов вследствие ресуспензии, напротив, не сопровождалось ростом продуцирования органических веществ (ОВ) [9].

Взмучивание минеральных частиц ДО, увеличивая общую поверхность твердого субстрата, сопровождается ростом бактериальной продукции в воде. При этом продукция и плотность фитопланктона могут снижаться. Подобный эффект наблюдался на участке с бокситовым загрязнением (в виде коалинита) на оз. Батата (дельта Амазонки) [10].

Усиливая проникновение в ДО O_2 и нитратов, ресуспензия стимулирует процессы денитрификации в отложениях. Эксперименты с ДО небольшого датского фиорда Роскилд позволили установить, что из всех потерь азота путем денитрификации в его экосистеме при ресуспензии теряется ~ 25 % азота. После лагфазы за 2–3 дня, следующих за ресуспензией, в ДО происходит увеличение нитрификации (4–6 сут), которое сопровождается проникновением нитратного азота на глубину 24–36 мм. Потенциальные скорости процессов нитрификации и денитрификации при этом составляют ~ 200 мг N $\text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ [11].

Наибольшее число исследований посвящено влиянию ресуспензии отложений на круговорот фосфора в водных экосистемах. В одном из водохранилищ Нигерии максимально высокие концентрации фосфатов в воде обусловлены выделением фосфора из донных отложений в аэробных условиях, которое стимулируется сильными ветрами [12]. Увеличение в 1,5–2 раза концентрации фосфатов в воде системы бодденов Сев. Германии связывают с усилением ветров и взмучиванием ДО [13]. В димиктическом оз. Эркин (Центр. Швеция) ($h_{\text{ср}} = 9$ м, $H_{\text{макс}} = 21$ м) ресуспензия увеличивает внутреннюю фосфорную нагрузку [1].

В мелководном эвтрофном оз. Аресё ($S_{\text{зерк}} = 41$ км², $h_{\text{ср}} = 3,0$ м, $H_{\text{макс}} = 5,5$ м) внутренняя фосфорная нагрузка, индуцированная ресуспензией, была в 20–30 раз больше потока фосфора из ненарушенных ДО: выделение растворенного фосфора из ненарушенных отложений в мае и августе составляло 12 мг и 4 мг P $\text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$, соответственно, при ресуспензии 60–70 мг P $\text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$. Повторное индуцирование ресуспензии спустя 26 ч (май) не вызвало последующего увеличения потока растворенного фосфора со дна [14]. Авторы полагают, что ресуспензия ДО играет главную роль в сохранении высокого содержания соединений биогенных элементов в воде этого озера. Относительно высокие потоки растворенного фосфора из ДО при ресуспензии обусловлены большой концентрацией в них соединений фосфора, экстрагируемых NH_4Cl (32 мг/100 г сух. осадка). Важную роль в создании высокой внутренней нагрузки играет низкое отношение Fe: P в ДО, равное 2,2 в слое 0–2 см, содержащем 42 % ОВ.

Исследования двух гипертрофных озер в Польше с содержанием 13–15 % ОВ в отложениях позволили обнаружить увеличение потока фосфора со дна в аэробную воду при ресуспензии ДО [15].

В то же время наблюдения на пяти станциях мелководного залива оз. Мемфремагог (Канада) свидетельствуют об отсутствии влияния взмучивания ДО на величину внутренней фосфорной нагрузки [16]. Наблюдения на небольшом речном водосборе в Нидерландах показали, что увеличение на 15–20 % содержания $P_{\text{общ}}$ в воде, обусловленное ресуспензией речных ДО, не сопровождается ростом содержания в воде растворенных фосфатов [17]. Многолетние работы на оз. Пиаярви (Финляндия) позволили заключить, что десорбция фосфатов из взмученных ДО незначительна. Заметно большее количество фосфора может освобождаться при деструкции взмученного ОВ [18]. Последний вывод совпадает с наблюдениями на Балтике, в прибрежных водах Финляндии и Швеции, установившими, что рост концентрации минеральных соединений азота обусловлен ростом минерализации ресуспензированных органических частиц [19].

В регионах с высокой мутностью воды большие скорости потребления O_2 в ресуспензированной среде приводят к деструкции большого количества ОВ. При ресуспензии ДО приливного марша Пайлес Крик (США) потребление O_2 ускоряется в пять раз в первые 16 ч опыта, снижаясь через 40 ч до величин, сходных с таковыми в контроле [20].

Ресуспензия ДО может увеличить железо- и марганцевозависимую сорбцию ортофосфатов из воды, содержащей O_2 . Так, в течение двух суток ресуспензии ДО датского фиорда, после того, как оксигенизированная вода проникала в них, сорбция ортофосфатов ДО возрастала до 200–300 мг/м², при этом их концентрация в поровом растворе верхних 10 см уменьшалась вдвое (с 1,0 до 0,5 мг/л). После поглощения O_2 отложениями фосфаты были десорбированы [11]. Взмучивание ДО оз. Лох Энелл (Ирландия) сопровождалось уменьшением концентрации фосфатов в воде практически до 0 (средняя скорость выделения фосфора из ДО в аэробных условиях была 1 мг Р м⁻² · сут⁻¹) [21].

Таким образом, можно заключить, что влияние ресуспензии на содержание фосфатов в придонной воде определяется не только сорбционными свойствами ДО и содержанием в них ОВ, но и трофическим статусом водоема.

В опытах, изучавших влияние ресуспензии на выделение газов со дна, обнаружено, что относительное потребление O_2 на окисление выделяющегося при ресуспензии ДО метана сходно с таковым в опытах без ресуспензии, однако общее количество окисленного CH_4 было гораздо больше при ресуспензии. Увеличение потребления O_2 не отразилось на росте содержания CO_2 , хотя 20–70 % CH_4 должно было конвертироваться в CO_2 . По-видимому, в опытах происходило активное потребление CO_2 гетеротрофной продукцией, резко возрастающей при ресуспензии [22].

Ряд публикаций оценивает влияние ресуспензии загрязненных ДО на свойства воды. Экспериментально показано, что взмучивание ДО способствует повышению содержания в воде растворенного органического вещества (РОВ) и сопровождается ростом концентрации в воде тяжелых металлов [23]. Из ресуспензированных ДО, загрязненных мышьяком, в воду поступает до 20 % содержащегося в отложениях As [24].

Рост концентрации бактерий (в том числе фекальных coli-форм) на загрязненном участке р. Буффало (штат Нью-Йорк, США) был связан с ресуспензией загрязненных ДО, вызванной прохождением судов. Известно, что пресноводные ДО могут защищать аллохтонные бактерии от множества стрессоров и что кишечные бактерии часто имеют более высокие концентрации в ДО, чем в выше расположенном водном столбе [25]. Вопрос о жизненной активности этих бактерий остается открытым, однако угроза с их стороны для обитателей водной экосистемы в случае взмучивания отложений несомненна.

Следовательно, совершенно очевидно неоднозначное влияние ресуспензии на продуцирование ОВ и поток фосфора из отложений, а также увеличение потока газов и загрязняющих веществ из ДО. В высокопродуктивных водоемах с содержанием ОВ более 30 % негативный эффект взмучивания ДО проявляется сильнее. В связи с усилением антропогенного пресса на морские водоемы возрастает угроза бактериального загрязнения морских вод при ресуспензии отложений. Последнее важно учитывать при проведении любых работ, вызывающих взмучивание ДО на мелководных участках наиболее освоенных морей — Азовского, Балтийского, Каспийского и др.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Pierson D. C., Weyhenmeyer G. A. High resolution measurements of sediment resuspension above an accumulation bottom in a stratified lake // *Hydrobiol.* — 1994. — Vol. 284, № 1.
2. Gloor M., Wüest A., Münnich M. Benthic boundary mixing and resuspension induced by internal seiches // *Hydrobiol.* — 1994. — Vol. 284, № 1.
3. Douglas R., Rippey B., Gibson Ch. Mechanisms of contaminant transport in lakes // *Verh. Intern. Verein. Limnol.* — 2001. — Vol. 27, Pt. 7.

4. **Miller G. S., McCormic M. J., Saylor J. H. et al.** Temporal and spatial variability of the resuspension coastal plume in southern lake Michigan inferred from ADCP backscatter // Verh. Intern. Verein. Limnol. — 2002. — Vol. 28, Pt. 2.
5. **Ahlgren I.** Sedimentation and respiration loss rates during the decline of a blue-green algal bloom // Verh. Intern. Verein. Limnol. — 1984. — Vol. 22, Pt. 2.
6. **Milie D. F., Fachucustiel G. S., Carrick H. J. et al.** Spatial variation in lake Michigan phytoplankton composition during sediment resuspension events // Verh. Intern. Verein. Limnol. — 2003. — Vol. 28, Pt. 3.
7. **Kristensen P., Jensen J. P., Jeppesen E.** Simple empirical lake models // Nitrogen and phosphorus in fresh and marine waters. — Danish national agency of environmental protection. ISBN 87-503-9073-2: Miljøstyrelsen, 1991.
8. **Smetacek V., Bodungen B. von, Knoppers B. et al.** The plancton lower. IV. Interactions between water column and sediment in enclosure experiments in Kiel Bight // Mar. Mesocosms: Biol. and Chem. Res. Exp. Ecosyst. — New York, 1982.
9. **Arcifa M. S., Froelich C. G., Gíanesella-Galvão S. M. F.** Correlation patterns and their influence on physico-chemical and biological conditions in eight reservoirs in Southern Brazil // Verh. Intern. Verein. theor. angew. Limnol. — 1981. — Vol. 21, Pt. 2.
10. **Guenther M., Bozelli R. L.** The role of suspended solids and algae exudates on bacterial production — an experimental approach // Verh. Intern. Verein. Limnol. — 2001. — Vol. 28, Pt. 3.
11. **Flindt M. R., Kemp-Nielsen L.** The influence of sediment resuspension on nutrient metabolism in the eutrophic Roskilde Fiord, Denmark // Verh. Intern. Verein. Limnol. — 1998. — Vol. 26, Pt. 3.
12. **Edborge A. B. M.** The phosphate content of the bottom sediments of a small West African impoundment // Verh. Intern. Verein. theor. angew. Limnol. — 1981.— Vol. 21, Pt. 2.
13. **Nausch G., Dietrich S., Wessel B.** Ergebnisse der Untersuchungen zur Nährstoffbelastung und Nährstoffverteilung // Wiss. Z. Wilhelm-Piek Univ. — Rostok: Meth-naturwiss. R. — 1980. — Vol. 29, № 4–5.
14. **Søndergaard M., Kristensen P., Jeppesen E.** Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind exposed lake Arresø, Denmark // Hydrobiol. — 1992. — Vol. 228, № 1.
15. **Wiśniewski R.** Experiments on phosphate immobilization during sediment resuspension in two shallow lakes // Verh. Intern. Verein. Limnol. — 2000. — Vol. 27, Pt. 2.
16. **Peters R. H., Cattaneo A.** The effects of turbulence on phosphorus supply in a shallow bay of lake Memphremagog // Verh. Intern. Verein. theor. angew. Limnol. — 1984. — Vol. 22, № 1.
17. **Dijkhuis A. M., Hoekstra N. K., Lijklema L., van der Zee S. E. A. T. M.** Origin of peak concentrations of phosphate during high discharges in a rural watershed // Hydrobiol. — 1992. — Vol. 235/236, № 1.
18. **Ekholm P., Malve O., Kirkkala T.** Internal and external loading as regulators of nutrient concentrations in the agriculturally loaded lake Pyhäjärvi (southwest Finland) // Hydrobiol.— 1997. — Vol. 345, Pt. 1. Spec. Issue Sediment-Water Interaction 7.
19. **Wallin M., Håkanson L.** Morphometry and sedimentation as regulating factors for nutrient recycling and trophic state in coastal waters // Hydrobiol. — 1992. — Vol. 235/236, № 1.
20. **Goosen N. K., van Rijswijk P., Brockmann U.** Comparison of heterotrophic bacterial production rates in early spring in the turbid estuaries of the Sheldt and the Eble // Hydrobiol. — 1995. — Vol. 311, № 1.
21. **Lennox L. J.** Lough Enell: laboratory studies on sediment phosphorus release under varying mixing, aerobic and anaerobic conditions // Freshwater Biol. — 1984.— Vol. 14, № 2.
22. **Lind O. T., Davos-Lind L.** Association of turbidity and organic carbon with bacterial abundance and cell size in a large, turbid, tropical lake // Limnol. Oceanogr. — 1991. — Vol. 36, № 6.
23. **Roulier J. L., Goutagnieux A., Motte B.** Behaviour of some metals during resuspension of contaminated sediment // Verh. Intern. Verein. Limnol. — 2001. — Vol. 27, Pt. 7.
24. **Linga K. L., Oldham C. E.** Arsenic remobilization in a shallow lake. The role of sediment resuspension // J. Environ. Quality. — 2002. — Vol. 31, № 6.
25. **Van Donsel D. J., Geldereich E. E.** Relationships of salmonellae to fecal coliforms in bottom sediments // Water Res. — 1971. — Vol. 5, № 11.

*Институт водных проблем РАН,
Москва*

*Поступила в редакцию,
20 ноября 2006 г.*