

О СООТНОШЕНИИ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА С РАЗЛИЧНЫМИ ВИДАМИ ОКИСЛЯЕМОСТИ В ВОДАХ ОТКРЫТОГО БАЙКАЛА

Е. Н. ТАРАСОВА

(Лимнологический институт АН СССР, Листвянка)

До последнего времени наше представление о содержании органического вещества в водах Байкала было основано на результатах определения перманганатной кислотой и нейтральной, а также бихроматной окисляемости [2, 3, 7]. Известный интерес представляют полученные в 1965 г. нами совместно с К. К. Вотинцевым материалы о содержании органических соединений азота и фосфора в органическом веществе вод открытого Байкала [10].

В составе водного гумуса на долю углерода приходится около 50% [9]. Следовательно, более верное представление о суммарном содержании органического вещества может дать только непосредственное определение в нем органического углерода.

Нами органическое вещество озера Байкал определялось по содержанию углерода, а также с помощью ранее применявшихся методов — окисления бихроматом калия в концентрированной серной кислоте и перманганатом калия в кислой среде. Сопоставляя отдельные показатели органического вещества, можем получить его ориентировочную качественную характеристику, как это было сделано Б. А. Скопinceвым для различных водоемов [9].

Исследования вели в Южном Байкале в период с июля 1967 по июль 1969 гг.

Химические анализы выполняли по общепринятым в гидрохимической практике методам. Отметим лишь, что содержание $C_{орг}$ устанавливали сухим сжиганием по методу Коршун—Климовой в модификации Крыловой [4, 5]. Следует указать, что метод сухого сжигания не позволяет определять летучую фракцию органического вещества.

Пробы воды отбирали на станции в 12 км от западного берега против м. Половинный (глубина 1330 м) ежемесячно с поверхности и горизонтов 10, 25, 50, 100 м и дальше через каждые 100 м до глубины 1100 м, а в нижней части водной толщи — через 50 м.

В гидробиологическом отношении осень 1967 г. (август—октябрь) характеризовалась массовым развитием зоопланктона, биомасса которого, по данным Э. Л. Афанасьевой [1], превышала в 2—2,5 раза величины, наблюдаемые в предыдущие и последующие годы. По фитопланктону Г. И. Поповская [6] относит 1967 г. к малопродуктивным, 1968 — к высокопродуктивным с максимумом биомассы в мае в слое 0—25 м $4,6 \text{ г/м}^3$ [6], 1969 — к малопродуктивным (массовое развитие

Synedra) со значительно меньшей биомассой: в мае в слое 0—25 м она составляла 0,1 г/м³.

Приведенные данные (рис. 1) свидетельствуют, что содержание органического углерода в поверхностном слое изменялось в пределах от 1,06 (18 июля 1969 г.) до 1,50 (31 мая 1969 г.) мг/л при среднем значении с марта 1968 г. по декабрь 1968 г. 1,27 мг/л. С глубиной оно несколько уменьшалось: по осредненным величинам за 1968 г. на горизонте 1300 м содержание $C_{орг}$ составляло 82% его величины на поверхности.

Сезонная динамика органического углерода в трофогенном слое (0—25 м) характеризовалась двумя максимумами и двумя минимумами, что обусловлено характером развития планктонных организмов и особенностями гидрологического режима вод озера. В сентябре—октябре 1967 г. наблюдался осенний максимум (1,34 мг/л), совпадающий с периодом массового развития зоопланктона — *Epischura*. В течение ноября—декабря содержание $C_{орг}$ падает до 1,14 мг/л, после чего наблюдается некоторый его рост. В мае 1968 г. оно достигает весенних максимальных величин — 1,30 мг/л, когда биомасса *Melosira* максимальна. Летний минимум органического вещества, обычно наблюдаемый в июле, в 1968 г. был выражен слабо, что, по-видимому, объясняется продолжающейся вегетацией *Melosira* (по устному сообщению Г. И. Поповской). От июля к сентябрю наблюдается новый рост содержания $C_{орг}$ до осеннего максимума — 1,53 мг/л. В последующие месяцы оно падает до минимальных зимних величин — 1,24 мг/л. Весенний максимум в 1969 г. (1,50 мг/л) совпадает с массовым развитием диатомовых водорослей — *Synedra* и выше такового в 1968 г. Летний минимум в 1969 г., напротив, выражен более отчетливо, чем в 1968 г. (18 июля 1969 г. содержание $C_{орг}$ составило 1,06 мг/л).

С глубиной амплитуда сезонных изменений $C_{орг}$ уменьшается. Наибольшая амплитуда отмечена в поверхностных водах, однако в периоды весенней (май) и осенней (сентябрь) вегетации планктонных организмов амплитуда сезонных изменений величин $C_{орг}$ на горизонтах 10 и 25 м значительно выше, чем в поверхностном слое, что, по-видимому, объясняется угнетающим действием солнечного света на распределение планктонных организмов.

В отдельные сезоны содержание $C_{орг}$ в глубинных слоях воды повышается: 23 мая 1968 г. на горизонте 1100 м до 1,21 мг/л, 20 августа того же года на горизонтах 800 и 900 м соответственно до 1,22 и 1,14 мг/л. Возможные причины наблюдаемых повышений концентраций (на примере взвешенных веществ) подробно изложены нами [11]. Отметим лишь, что это может быть вызвано перемещением верхней зоны водных масс в нижнюю или опусканием «облаков» *Melosira*.

Располагая многочисленными данными по перманганатной окисляемости, мы решили сопоставить их с содержанием $C_{орг}$ и подсчитать величину отношения кислорода перманганатной окисляемости к непосредственно определенному углероду, т. е. оценить степень окисления органического вещества перманганатом калия в кислой среде.

Характер, распределение и сезонная динамика органического вещества, установленные окислением его перманганатом калия в кислой среде, аналогичны таковым для суммарного $C_{орг}$ (см. рис. 1а). Наименьшие величины отношения кислорода перманганатной окисляемости к $C_{орг}$, как правило, характерны для вод неокрашенных, с органическим веществом в основном планктонного происхождения [9].

В водах открытого Южного Байкала отношение кислорода перманганатной окисляемости к $C_{орг}$ равно или меньше 1,00: от 0,60 (в среднем

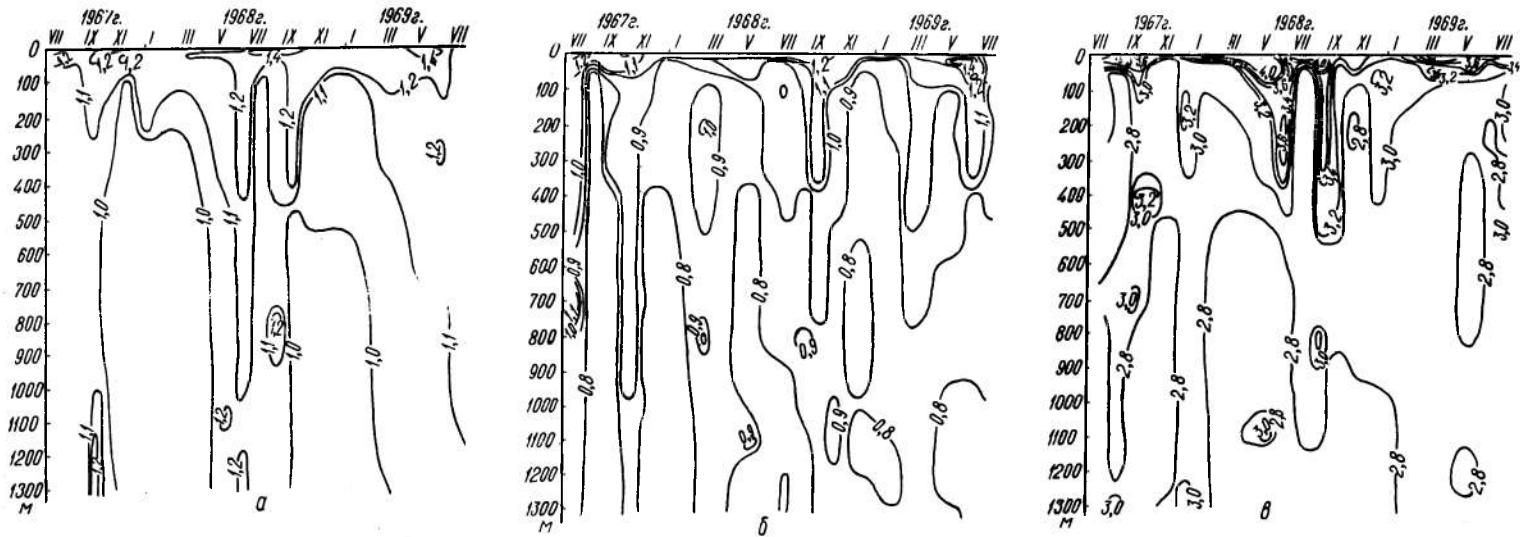


Рис. 1. Сезонные изменения содержания органического углерода (а), перманганатной окисляемости в кислой среде (б) и бихроматной окисляемости (в) в водах открытого Байкала.

0,75) на горизонте 1200 м в июне 1969 г. до 1,05 (в среднем 0,93) в поверхностном слое в августе 1967 г., т. е. с глубиной оно снижается. Это свидетельствует об увеличении стабильности органического вещества по отношению к окислителям. Более стойкое, трудноокисляемое органическое вещество находится в глубинной зоне (см. рис. 2).

Указанное отношение изменяется и по сезонам года. В период весенней гомотермии и осенью (сентябрь) оно выравнивается от поверхности до дна; в слое 0—700 м за исследуемый период отмечены, как правило, повышенные величины (более 0,8). Исключение составлял слой 70—550 м в августе—октябре 1967 г., что, по-видимому, связано с массовым развитием зоопланктона. Отчетливо выделяются май и июнь 1968 г. (0,7—0,8), когда развивается в массовом количестве *Melosira*. Указанное отношение было ниже 0,8 также в январе—мае 1969 г. в период развития *Synedra*, но в значительно более узком слое—10—15 м. В основном весной 1969 г. величины этого отношения гораздо выше, чем весной 1968 г. По-видимому, разные виды диатомовых окисляются перманганатом калия в кислой среде в различной степени, что в свою очередь, видимо, связано с разными скоростями распада органического вещества *Melosira* и *Synedra*.

Следовательно, судить о содержании $C_{орг}$ по данным перманганатной окисляемости в связи с изменением их отношения как по вертикали, так и по сезонам года не всегда возможно.

Согласно литературным данным [9], бихромат калия в серной кислоте окисляет органическое вещество более чем на 90%. Следовательно, ХПК дает представление о количестве кислорода, необходимого для полного окисления органического вещества, и величина отношения O бихроматной окисляемости к $C_{орг}$ и есть кислородный коэффициент. Для органических веществ углеводного типа он составляет 2,7 мг кислорода в расчете на 1 мг углерода [8]. Исходя из этого можно в какой-то степени оценить органическое вещество по степени окисленности по отношению к углеводам.

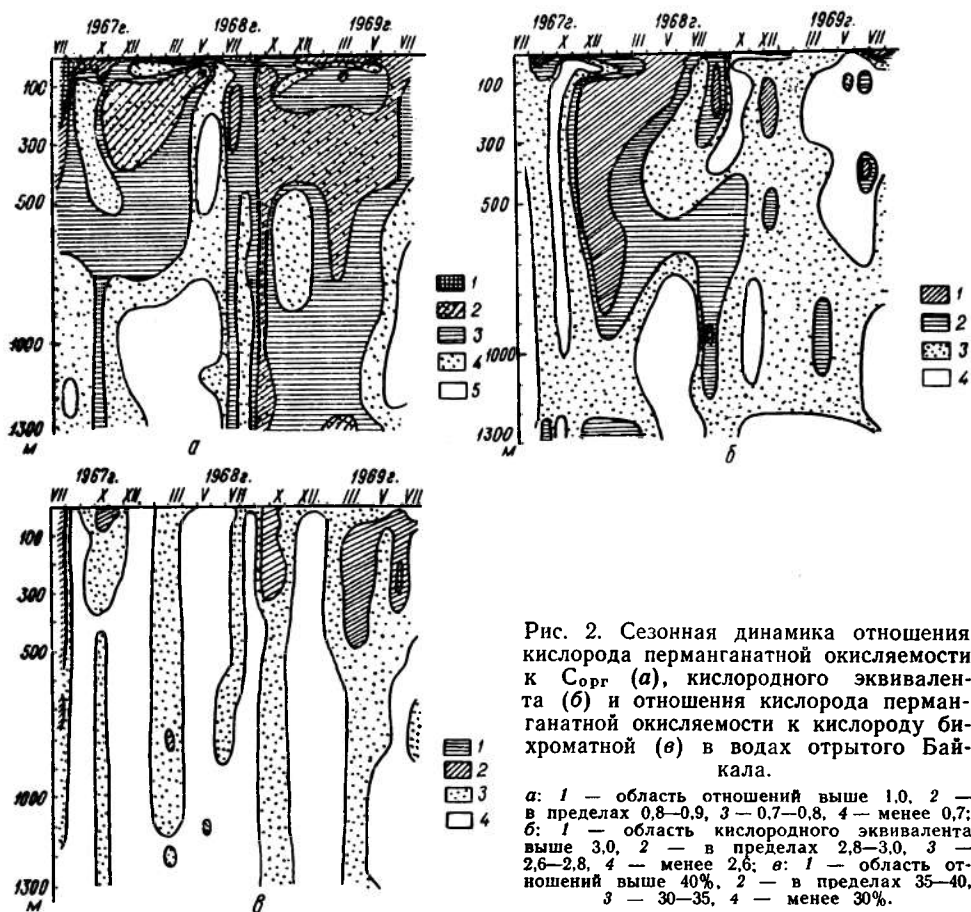
Характер изменения бихроматной окисляемости вод открытого Байкала близок к таковым для $C_{орг}$ и перманганатной окисляемости. Отличаются от них повышенные значения ХПК в декабре 1968 г. (см. рис. 1 в); причина этого явления остается пока невыясненной.

Величина кислородного эквивалента в водах открытого Байкала изменяется как по сезонам года, так и по глубине (рис. 2а). В поверхностном слое она изменяется от 2,16 (июль 1967 г.) до 3,39 (май 1968 г.). С нарастанием глубины — снижается до 2,00—2,84. Следовательно, в глубинных водах в основном содержится более окисленное органическое вещество. Зимой 1967—1968 гг. (декабрь—январь) в слое 0—800 м, а также в мае 1968 г. в слое 0—150 м, судя по кислородному эквиваленту, оно более восстановлено. Зимой же 1968—1969 гг., когда повышенные его величины встречаются крайне редко, преобладает в основном менее восстановленное органическое вещество. Отчетливо выделяется весна 1969 г., с крайне низкими величинами, т. е. органическое вещество более окисленное. Сказанное свидетельствует о различной степени преобразованности органического вещества планктонных организмов, что, в свою очередь, видимо, объясняется скоростью его распада.

Отношение кислорода перманганатной окисляемости к кислороду бихроматной в какой-то степени служит качественной характеристикой органического вещества: для вод окрашенных оно больше 40%, а для вод неокрашенных или малоокрашенных, содержащих в основном орга-

ническое вещество планктонного автохтонного происхождения — меньше 40% [9].

Повышенные величины этого отношения (более 30%), в годы наших исследований наблюдались в периоды весенней и осенней гомотермии, а также в зимнее время (см. рис. 2 в). Однако в декабре как 1967 г., так и 1968 г. они снижались; причина пока не выяснена. Повышение



весной 1969 г. по сравнению с весной 1968 г., по-видимому, свидетельствует о различной степени окисления органических веществ планктонных организмов. Более преобразованное органическое вещество перманганатом калия в кислой среде окисляется в значительно большей степени. Так, *Melosira* сохраняет органическое вещество в своих клетках, видимо, более продолжительное время по сравнению с *Synedra*. Следовательно, оно менее преобразованно и окисляется $KMnO_4$ в кислой среде в меньшей степени.

Таким образом, перманганат калия в кислой среде окисляет органическое вещество вод открытого Байкала неполностью, причем степень его окисления определяется сезоном года, глубиной и доминирующими формами планктонных организмов. Ориентировочно для пересчета среднегодовых значений данных перманганатной окисляемости в кислой среде на органический углерод в урожайные по *Melosira* годы можно принять 0,87 в трофогенном слое (0—25 м) и 0,76 — на горизонте 1300 м.

ЛИТЕРАТУРА

1. Афанасьева Э. Л. 1969. Общие запасы и закономерности распределения зоопланктона в Байкале. «2-е совещ. по вопр. кругов. вещ. и энерг. в озерн. вод.», ч. 2
2. Вотинцев К. К. 1961. Гидрохимия озера Байкал. «Тр. Байкал. лимнол. ст.», 20.
3. Егоров Е. 1965. Гидрохимические условия в глубинной области озера Байкал. Тр. ЛИН, 6 (26).
4. Климова В. А., Коршун М. О. 1951. Новый сухой поглотитель для улавливания окислов азота при определении углерода и водорода в азотсодержащих органических соединениях. ЖАХ, 6, 4.
5. Крылова Л. П. 1957. Определение углерода органического вещества природных вод. «Гидрохим. мат-лы», 26.
6. Поповская Г. И. 1969. Фитопланктон пелагиали Байкала. «2-е совещ. по вопр. кругов. вещ. и энерг. в озер. вод.», ч. 2.
7. Самарина А. В. 1964. О соотношении величин некоторых видов окисляемости воды озера Байкал. «Кр. сообщ. и докл. о н.-и. работах за 1962 г.» Ирк. гос. ун-т, Иркутск.
8. Скопинцев Б. А. 1947. О кислородном эквиваленте для органического вещества природных вод. ДАН СССР, 58, 9.
9. Егоров Е. 1950. Органическое вещество в природных водах (Водный гумус). «Тр. Гос. океанограф. ин-та», 17 (29).
10. Тарасова Е. Н., Вотинцев К. К. 1971. Динамика органических соединений азота и фосфора как показатель биотического круговорота веществ в Байкале. «Гидробиол. ж.», 7, 6.
11. Тарасова Е. Н. 1972. О соотношении органических и минеральных компонентов взвеси вод Юж. Байкала. «Гидробиол. ж.», 8, 1.

Поступила 15.III 1971 г.

УДК 551.482.214

О СОСТАВЕ ОБМЕННЫХ КАТИОНОВ В ГРУНТАХ ДНА ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

И. К. ПАЛАМАРЧУК

(Институт гидробиологии АН УССР, Киев)

Донные отложения речных водохранилищ, как известно, образуются в результате делювиального сноса и переотложения в воде разнообразного терригенного материала, остатков наземных и водных растительных и животных организмов, седиментации влекомых течением и взвешенных наносов, а также биологической и химической аккумуляции на дне части растворенных в воде веществ.

Со временем донные отложения изменяются под влиянием процессов диагенеза, большое участие в которых принимают обменные катионы как подвижная форма ионов в грунтах. Явления физико-химического обмена в системе «грунт—вода» приводят к вытеснению части ионов из грунта в воду или к закреплению их в кристаллической решетке глинистых минералов. Такие необменно-поглощенные катионы прочно фиксируются грунтом и становятся недоступными для гидробионтов. Процессы физико-химического обмена в водоемах представляют большой интерес как влияющие на гидрохимический режим, но все еще слабо изучены.

Из литературных данных о величинах емкости обмена донных отложений известно, что, например, в осадках дальневосточных морей в северозападной части Тихого океана этот показатель составляет от 6 до 30 мг-экв [6], в осадках Черного моря — 17—27 мг-экв [7]; в пресноводных водоемах — в донных отложениях Рыбинского водохранилища емкость обмена колеблется в пределах 17—48 мг-экв [8],