

УДК 556.114.6:546.3(28)

*В. А. Жежеря, П. Н. Линник, Е. П. Белоус***УЛУЧШЕНИЕ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА
МАЛЫХ ВОДОЕМОВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ В УСЛОВИЯХ ИСКУССТВЕННОЙ
АЭРАЦИИ (НА ПРИМЕРЕ ОЗ. ТЕЛЬБИН)**

Малые водоемы урбанизированных территорий чаще других водных объектов подвергаются антропогенному влиянию, что проявляется в ухудшении их гидрохимического режима, эвтрофикации и интенсивном развитии фитопланктона. Особую опасность представляют дефицит растворенного кислорода и формирование анаэробных зон в гипolimнионе таких водоемов. Одним из путей улучшения кислородного режима малых водоемов является искусственная их аэрация, что было апробировано на примере оз. Тельбин, находящегося в черте г. Киева. Исследовано воздействие аэрационных установок на изменение состояния водоема по таким важным показателям, как температура и рН воды, содержание растворенного кислорода, неорганических форм азота и фосфора, а также некоторых металлов (Fe, Mn, Cu, Zn, Pb). В отсутствие искусственной аэрации в озере формируется дефицит растворенного кислорода, начиная с ранней весны и до поздней осени. В анаэробных условиях в воде на глубине ниже 2—3 м существенно повышается концентрация аммонийного азота, неорганического фосфора, железа и марганца, мигрирующих из донных отложений. В условиях искусственной аэрации состояние кислородного режима улучшается, дефицит O₂ проявляется на большей глубине (5,5—6,5 м), а высокие концентрации упомянутых химических компонентов характерны лишь для придонного горизонта воды. Эффективность аэрации зависит от глубины погружения аэраторов и режима их работы.

Ключевые слова: гидрохимический режим, малые водоемы урбанизированных территорий, растворенный кислород, неорганические формы азота и фосфора, металлы, искусственная аэрация, аэробные и анаэробные условия, оз. Тельбин.

Как известно, кислородный режим любого водного объекта играет чрезвычайно важную роль в его экологическом состоянии. Прежде всего, он определяет интенсивность процессов самоочищения и формирования биологической продуктивности водных экосистем [6, 15]. Доминирование окислительных или восстановительных процессов в значительной степени зависит от насыщения воды кислородом. В аэробных условиях преобладает окисление веществ, что способствует самоочищению водной среды и усилению ее устойчивости к загрязнению несвойственными ей химическими веществами. При этом биогенные вещества, тяжелые металлы, органические загрязняющие соединения в составе взвесей (минеральные частицы, дет-

© В. А. Жежеря, П. Н. Линник, Е. П. Белоус, 2019

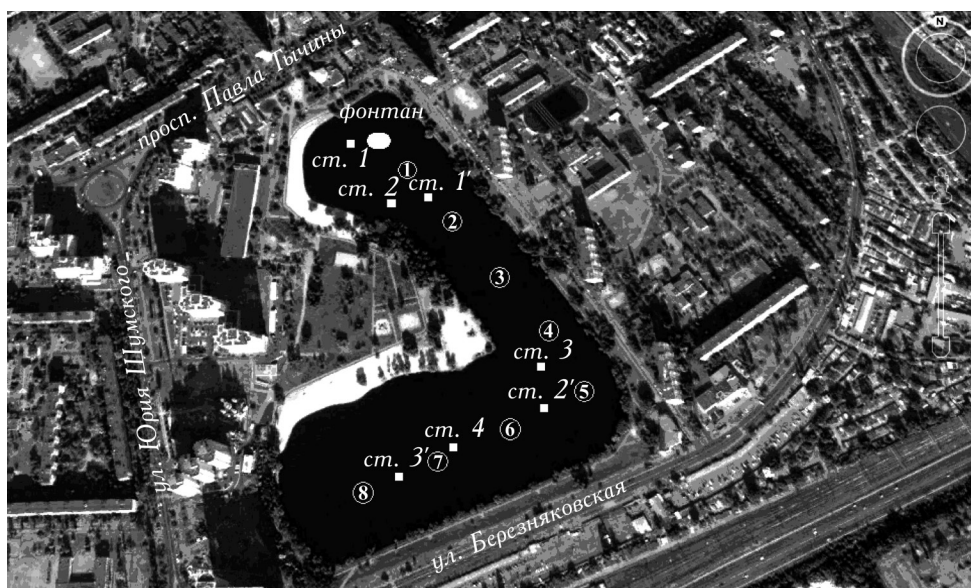
рит, органические остатки организмов) переходят из водной фазы в донные отложения, накапливаясь в них [48, 50]. При дефиците O_2 в водоемах возникают заморные явления, а окислительные процессы существенно замедляются, обуславливая ухудшение качества воды по множеству показателей, в частности появление неприятных запахов и привкусов, накопление в ней марганца, железа, аммонийного азота, неорганического фосфора, органических соединений, а также повышение токсичности водной среды [12, 15, 46, 47].

Известно, что от интенсивности развития и видового состава водорослей зависит химический состав воды, в частности содержание растворенного кислорода, биогенных и органических веществ, рН и др. [33, 35].

В современных условиях трудно найти поверхностные водные объекты, которые в той или иной мере не были бы подвержены антропогенному воздействию. Особенно уязвимы к нему водоемы с замедленным водообменом, в том числе озера и водохранилища [3, 4—6]. Вследствие недостаточного перемешивания водных масс и образования термоклина в них зимой и летом у дна наблюдается дефицит растворенного кислорода, формируются анаэробные зоны с содержанием сероводорода. Анаэробные условия способствуют миграции веществ из донных отложений, которые становятся источником вторичного загрязнения водной толщи соединениями марганца, железа, биогенными и органическими веществами [5, 14, 24, 25, 30, 39, 51, 54]. Высвобождение биогенных веществ из донных отложений следует рассматривать как одну из причин эвтрофикации водоемов и повышения их трофического статуса.

В условиях климатических изменений, проявляющихся в последнее время, этот процесс может усугубляться из-за увеличения температуры воды как одного из весомых факторов в формировании дефицита кислорода в реках и водоемах в летнее время, особенно на их мелководных участках, с вытекающими из этого последствиями [16, 21, 26, 27, 32, 49, 53, 56, 57]. Прежде всего, интенсифицируется обмен биогенными веществами, происходят изменения рН и минерализации воды в сторону увеличения, усиливаются процессы биохимической трансформации веществ и другие явления. Кроме того, взаимосвязанный с климатическими изменениями фактор продолжительного солнечного УФ-облучения может оказывать негативное воздействие на развитие и жизнедеятельность различных представителей гидробионтов, а это, в свою очередь, сказывается на химических показателях качества воды [28].

Отличительной особенностью малых водоемов, в том числе находящихся в пределах урбанизированных территорий, является высокий уровень эвтрофирования, обусловленный поступлением в них значительных количеств биогенных и органических веществ антропогенного происхождения [12, 52, 54]. С увеличением уровня трофности водоема возрастает интенсивность «цветения» воды с вытекающими негативными последствиями [34]. Одним из таких водоемов в г. Киеве является оз. Тельбин, которое ранее неоднократно рассматривалось как водоем с неблагоприятным экологическим состоянием. На примере этого озера рассмотрим влияние искусственной



1. Карта-схема расположения оз. Тельбин. Цифрами в кружках обозначены номера аэраторов, возле квадратов указаны номера станций отбора проб воды (без штриха — 2009 г., со штрихом — 2017 г.).

аэрации на его «оздоровление», прежде всего с позиций улучшения гидрохимического режима.

Материал и методика исследований. С целью улучшения экологического состояния малых водоемов г. Киева коммунальным предприятием «Плесо» было принято решение применить искусственную аэрацию, эффективность использования которой следовало выяснить на модельном водном объекте — оз. Тельбин. Для этого на акватории озера компанией «Энерго-Инвест» было установлено 8 аэраторов и 1 фонтан, которые начали свою работу с первых месяцев 2017 г. (рис. 1).

Пробы воды ранее, до начала эксплуатации аэраторов, отбирали на четырех станциях из поверхностного и придонного слоев в полиэтиленовые бутылки батометром Рутнера. Для исследования вертикального распределения биогенных веществ и металлов пробы воды отбирали таким же образом на различных глубинах озера. Исследования проводили в течение марта — сентября 2009 г.

В период работы аэраторов пробы воды отбирали по вертикали на трех станциях отбора с помощью модифицированного батометра-бутылки в июле — сентябре и декабре 2017 г. Первая станция отбора находилась между первым и вторым аэраторами, вторая станция — между пятым и шестым, а третья станция — между седьмым и восьмым аэраторами.

На месте отбора проб определяли температуру воды, а также фиксировали кислород для дальнейшего определения его концентрации по методу Винклера [1] в лабораторных условиях.

Концентрацию неорганических форм азота и фосфора определяли с использованием общепринятых фотометрических методик. Для определения содержания аммонийного азота применяли сегнетовую соль с реактивом Несслера, нитрит-ионов — реактив Грисса, нитрат-ионов — салицилат натрия, неорганического фосфора — молибдат аммония с аскорбиновой кислотой [1]. Содержание металлов (Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr) находили с помощью методик фотометрического и хемилюминесцентного анализа, а также анодной инверсионной вольтамперометрии [1, 9, 13, 44, 45]. Перед определением этих химических ингредиентов пробы воды подвергали мембранной фильтрации для удаления взвешенных веществ. Использовали нитроцеллюлозные фильтры Супрог (Чехия) с диаметром пор 0,4 мкм. Для проведения мембранной фильтрации применяли фильтрационную установку УК 40—2М. Содержание взвешенных веществ определяли по разнице между массой фильтра со взвесью и без взвеси. Фильтры высушивали до постоянной массы при 105°C.

Отбор альгологического материала (планктонные пробы) и его дальнейшая обработка проведены в соответствии с общепринятыми в гидробиологии методиками [10, 20]. Пробы фитопланктона фиксировали 40%-ным раствором формальдегида с дальнейшим сгущением методом седиментации. Подсчет клеток водорослей проводили в камере Нажотта под микроскопом PZO MB30 (Польша) (объективы x40 и x100). Биомассу фитопланктона определяли расчетно-объемным методом [20]. Видовой состав водорослей идентифицировали с помощью отечественных и зарубежных определителей [2, 7, 19, 36—38, 40—43].

Пробы донных отложений отбирали двухстворчатым дночерпателем. В них определяли содержание воды, органических веществ и неорганических форм азота и фосфора. Концентрацию соединений азота и фосфора измеряли только в поровом растворе, который получали центрифугированием образцов донных отложений при 6000 об/мин в течение 15 мин на центрифуге ОПн-8УХЛ4.2. Содержание воды находили по потере массы донных отложений, высушенных при 105°C, а долю органических веществ — по потере массы высушенных донных отложений при их прокаливании в течение 5 ч при 600°C [1]. Значения рН проб воды измеряли с помощью рН-метра рН-150МИ (РФ) до проведения фильтрации.

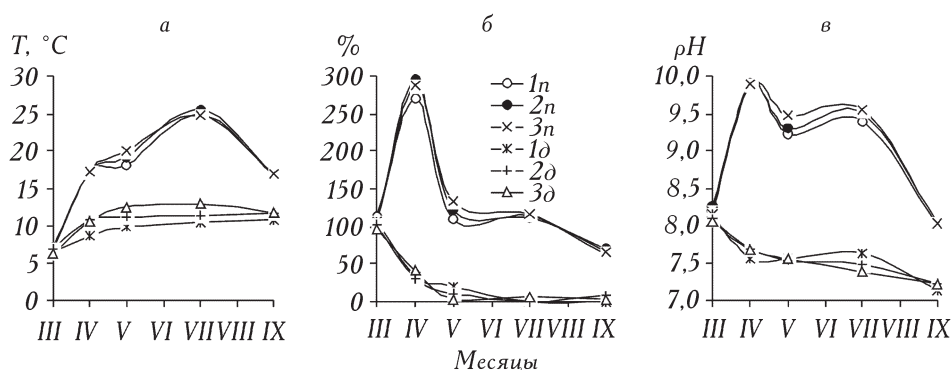
Результаты исследований и их обсуждение

Краткая характеристика оз. Тельбин. Указанный водоем находится в левобережной пойме Днепра (Каневского водохранилища) в пределах г. Киева и является составной частью ландшафта жилищного массива Березняки. Это водоем карьерного типа. Отбор песка со дна и берегов озера привел к его увеличению. В настоящее время площадь водоема составляет по разным оценкам от 100 до 124 тыс. м², длина — 0,80—0,85 км, ширина — 100—170 м [18]. Берега озера крутые, с востока и юга укреплены вертикальной камен-

ной дамбой. Минимальная глубина водоема составляет около 2 м, а максимальная — 10—12 м. Общий объем воды в оз. Тельбин составляет примерно 700 тыс. м³. В мелководных участках сосредоточено около 11 тыс. м³ воды, или 1,6% общего объема. Высшая водная растительность занимает незначительные участки береговой полосы. По результатам определения составляющих водного баланса рассчитан период внешнего водообмена озера, который составляет 13,5 года¹. Для сопоставления можно привести период водообмена наименее проточных природных озер в Украине — Шацких. Так, для оз. Свитязь он равен 9 годам, Люцимер — 6, Пулемецкого — 5 годам [17]. Столь низкий период водообмена оз. Тельбин позволяет сделать некоторые предварительные выводы относительно состояния его водной экосистемы. Из-за слабого водообмена озеро очень уязвимо для любого антропогенного влияния, связанного с загрязнением водной массы, донных отложений и биотических компонентов. Использование водоема в рекреационных целях также способствует усугублению негативных явлений в его экосистеме. Поскольку озеро почти не имеет стока, все загрязняющие вещества, которые поступают в него, накапливаются в воде, донных отложениях и биоте. «Нейтрализация» части загрязняющих веществ возможна за счет внутриводоемных биохимических процессов, которые также в значительной степени зависят от динамики водных масс.

Кислородный режим, рН и температура воды оз. Тельбин до проведения искусственной аэрации. Важную роль в кислородном режиме любого водоема играют гидродинамические условия, изменения которых в оз. Тельбин обусловили изменение его кислородного режима. Прежде всего, оно проявляется в наличии устойчивой и значительной по площади анаэробной зоны в придонном горизонте глубоководной части озера [11]. Концентрация растворенного кислорода достигает аналитического нуля (рис. 2), но при этом появляется устойчивый запах сероводорода, который образуется при восстановлении сульфатов и разложении органических веществ. Формирование анаэробной зоны в оз. Тельбин начинается уже весной (апрель), а ее «разрушение» происходит поздней осенью (октябрь-ноябрь) вследствие наступления периода гомотермии и ветрового перемешивания водной толщи. Величина рН воды в придонном горизонте снижается до 7,1—7,5. В поверхностном горизонте вследствие интенсивного развития фитопланктона происходит перенасыщение воды кислородом до 302%, а максимальная его концентрация в апреле составляет 28,7 мг/дм³. Заметно увеличивается также рН воды, достигая 9,7—9,9. Для исследуемого водоема характерна температурная стратификация. Если в поверхностном слое вода прогревается летом до 25—26°C, то в придонном горизонте ее температура не превышает 10—12°C, то есть значения температуры воды отмеченных горизонтов отличаются примерно в 2—2,5 раза (рис. 3). Прямая температурная стратификация в летний период становится своеобразным барьером для водо- и массообмена и не способствует активизации самоочистительных процессов в водоеме.

¹ Расчеты выполнены О. В. Тимченко. Соответствующие данные приведены в заключительном отчете отдела гидрохимии по выполненной НИР (№ государственной регистрации 0107U000791).

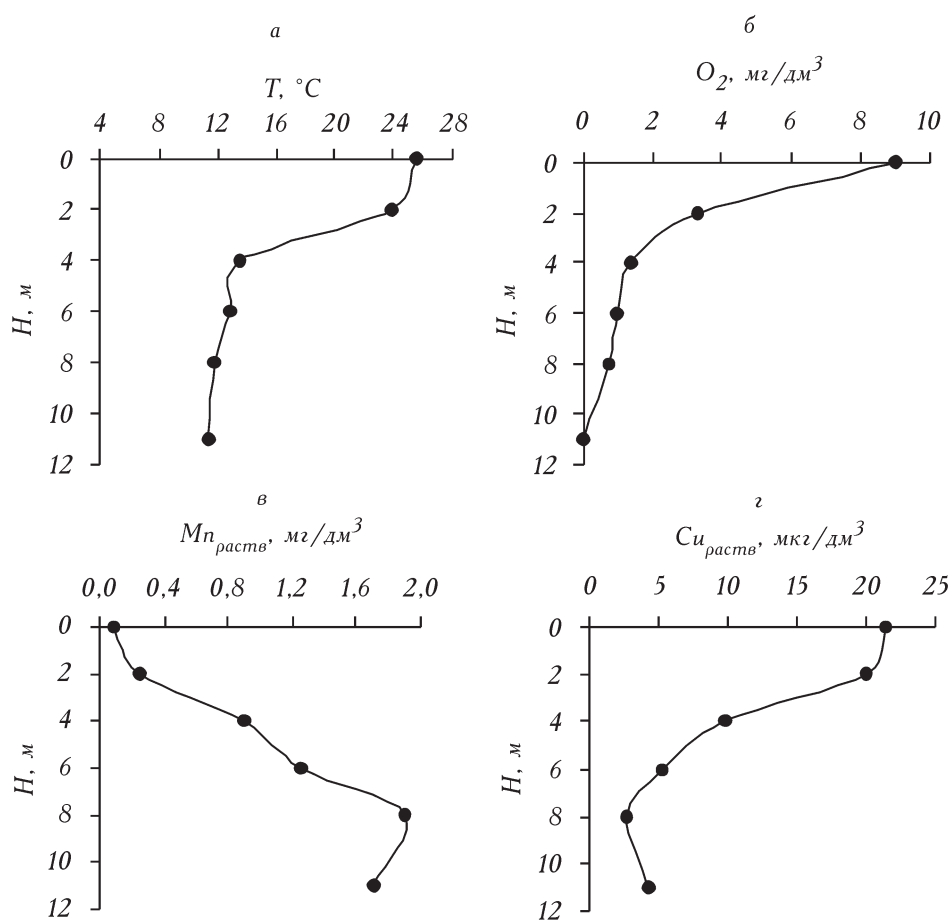


2. Изменения температуры воды (а), насыщения ее кислородом (б) и pH (в) в поверхностном (1n—3n) и придонном (1d—3d) горизонтах оз. Тельбин, 2009 г.

Анаэробные условия и их роль во вторичном загрязнении водной среды. Заметное снижение концентрации O_2 в воде озера наблюдается уже на глубине около 2 м, с последующим ее падением ближе ко дну (см. рис. 3). Формирование анаэробных зон в водоемах неминуемо сопровождается усилением миграции веществ из донных отложений в контактирующую воду [5, 58]. Прежде всего, существенно увеличивается концентрация аммонийного азота. По данным А. А. Морозовой [11], в июне и июле содержание этой формы азота в придонном горизонте оз. Тельбин возрастает до 8,4 и 13,9 мг $N/дм^3$. При этом в поверхностном горизонте концентрация NH_4^+ составляет 0,370 и 0,590 мг $N/дм^3$, что примерно в 23—24 раза ниже, чем у дна.

Анаэробные условия отражаются также на концентрации неорганического фосфора. Если в поверхностном горизонте воды оз. Тельбин она не превышает 0,025—0,077 мг $P/дм^3$, то в придонном горизонте увеличивается до 0,365—0,380 мг $P/дм^3$ [11], или в 5—15 раз.

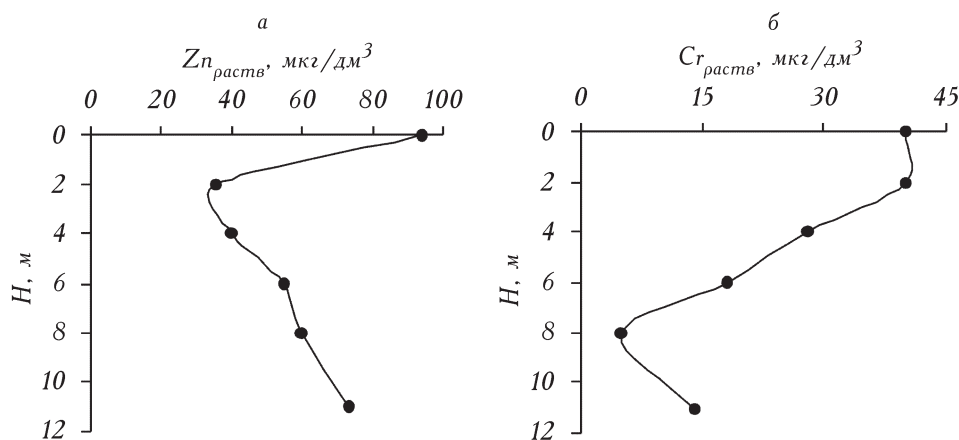
Как отмечено в работе [11], формирование анаэробных зон в исследуемом водоеме зависит не только от сложившихся гидродинамических условий, но также и от интенсивности биологических процессов, зависящих, в свою очередь, от процесса эвтрофирования. Этот процесс приводит к обогащению водной среды питательными веществами, главным образом соединениями азота и фосфора. В этих условиях происходит массовое развитие фитопланктона, сопровождающееся, с одной стороны, обогащением поверхностного слоя воды кислородом, вплоть до существенного его перенасыщения, а с другой — накоплением биомассы водорослей, разложение которой приводит к возрастанию концентрации органических веществ в воде. В частности, летом концентрация углеводов и белковоподобных веществ как легкоокисляемых соединений достигает в поверхностном слое воды оз. Тельбин своих максимальных значений — соответственно 3,12—3,95 и 0,73—1,06 мг/дм³ [8]. Окисление этих веществ сопровождается снижением концентрации растворенного кислорода, которая в придонных слоях воды достигает своего минимума.



3. Изменение температуры воды (а), содержания растворенного кислорода (б), марганца (в) и меди (г) в воде оз. Тельбин в зависимости от глубины, июль 2009 г.

Анаэробные условия играют немаловажную роль в изменении содержания железа, марганца и некоторых других металлов. Дефицит растворенного кислорода у дна приводит к растворению аморфных гидроксидов железа вследствие восстановления Fe^{3+} до Fe^{2+} . В таких условиях концентрация железа в придонном горизонте оз. Тельбин увеличивалась более чем в 7 раз по сравнению с его содержанием в поверхностном слое и достигала $2,65 \text{ мг/дм}^3$ [11].

В анаэробных условиях, формирующихся на границе контакта воды и донных отложений, резко увеличивается концентрация растворенного марганца, что характерно для глубоководных участков водоемов. В придонном горизонте воды оз. Тельбин, при минимальном содержании растворенного кислорода ($0,0\text{—}0,4 \text{ мг/дм}^3$), она может достигать $1,25\text{—}2,04 \text{ мг/дм}^3$. Это подтвердили результаты соответствующих исследований по установлению влияния температурной и кислородной стратификации на содержание растворенных металлов (см. рис. 3, в). Между содержанием $\text{Mn}_{\text{раств}}$ и концентра-



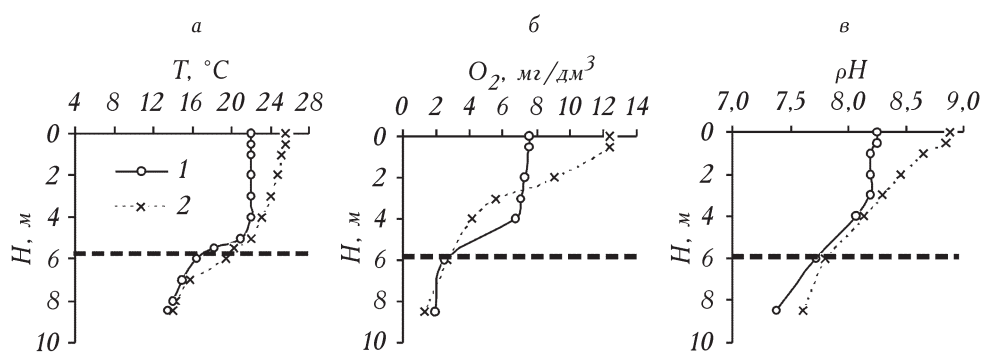
4. Изменение концентрации цинка (а) и хрома (б) в воде оз. Тельбин в зависимости от глубины, июль 2009 г.

цией кислорода в воде существует обратная корреляционная связь с коэффициентом корреляции $r = -0,98$.

В то же время, анаэробные условия не способствуют обмену между донными отложениями и контактирующей водой такими металлами, как Cu(II) и Pb(II), концентрация растворенной формы которых, наоборот, существенно снижается у дна (см. рис. 3, г). Поскольку в придонном горизонте воды содержится сероводород, то в таких условиях следует ожидать образования сульфидов этих металлов, характеризующихся очень слабой растворимостью.

Содержание Zn(II) в анаэробных условиях снижается незначительно по сравнению с Cu(II) и Pb(II), поскольку сульфид цинка обладает большей растворимостью (рис. 4). Можно убедиться, что концентрация растворенного цинка ($Zn_{\text{раств}}$) заметно уменьшается лишь в поверхностном слое воды на глубине около 2 м, что связано, вероятней всего, с его ассимиляцией как эссенциального элемента развивающимся фитопланктоном. В придонном горизонте воды содержание Zn(II) оказалось практически сопоставимым с его концентрацией в поверхностном слое — 73,5 и 94,0 мкг/дм³. Заметное снижение содержания хрома (примерно в 8 раз) происходит на глубине около 8 м (см. рис. 4, б). Возможно, это связано с образованием гидроксида хрома $Cr(OH)_3$, который также обладает низкой растворимостью. Поэтому можно полагать, что поступление этого металла из донных отложений является минимальным.

Изменения гидрохимического режима оз. Тельбин в период работы аэраторов. Аэраторы в озере принудительно насыщают водоем кислородом и способствуют перемешиванию водной толщи во избежание застойных явлений. Дополнительная искусственная аэрация обеспечивает поступление достаточного количества кислорода в глубинные слои водоема, оказывая по-



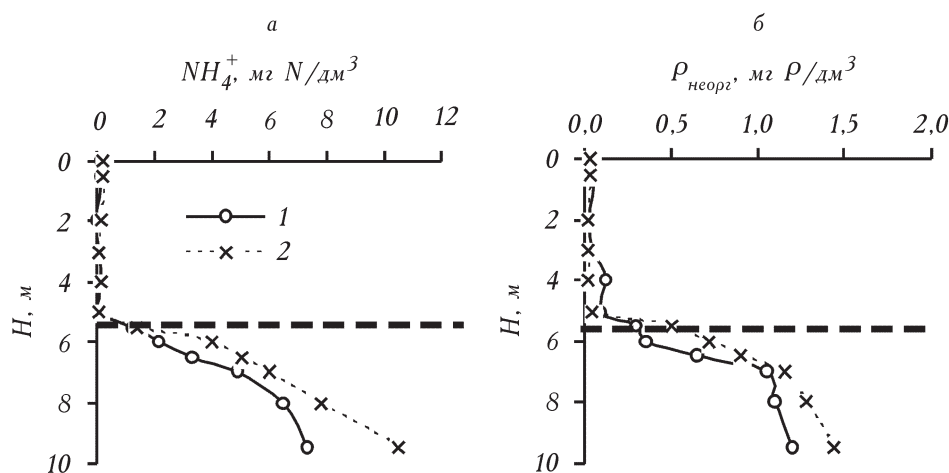
5. Изменение температуры (а), содержания растворенного кислорода (б) и рН воды (в) оз. Тельбин в зависимости от глубины в период работы аэраторов: июль (1) и август (2) 2017 г. Здесь и на рис. 6—9 пунктирной линией обозначена глубина, на которой наблюдался температурный скачок.

зительное воздействие как на процессы азотного цикла, так и на организмы в целом.

В самом начале (март 2017 г.) аэрационные установки были установлены на глубине 1,5 м и оставались на этом уровне до конца исследований (сентябрь 2017 г.). Однако уже на этой глубине они продемонстрировали свою эффективность. Так, до их установления температурный скачок в оз. Тельбин наблюдался на глубине около 3 м (см. рис. 3, а), а в период работы аэраторов он «опустился» на глубину 5,5—5,8 м (рис. 5). Это привело к улучшению кислородного режима. В частности, увеличилась глубина слоя воды, в котором концентрация растворенного кислорода была существенно выше. Так, летом 2017 г. на глубине 4 м она составляла 4,13—6,76 мг/дм³, тогда как в этот же период 2009 г. и на такой же глубине не превышала 1,39 мг/дм³ (см. рис. 3). Насыщение воды кислородом в эпилимнионе на участках озера, где работали аэраторы, было удовлетворительным как для летнего периода, составляя 90,9—94,0, 79,3—88,8 и 84,5—90,6%. Снизился также интервал колебаний величин рН воды — 8,07—8,25 в июле 2017 г. против 7,78—9,51 в июле 2009 г.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что интенсивное развитие планктонных водорослей уменьшилось, очевидно, из-за снижения концентрации биогенных веществ в поверхностных слоях воды. Это подтвердилось соответствующими данными по вертикальному распределению неорганических форм азота и фосфора (рис. 6). Так, концентрация аммонийного азота в толще воды на глубине 0—5 м от поверхности не превышала 0,07—0,148 мг N/дм³ (рис. 6) и заметно возросла ниже температурного скачка (1,95—10,90 мг N/дм³), где резко снизилось содержание растворенного кислорода (см. рис. 5). В отсутствие аэраторов, по данным А. А. Морозовой²,

² Соответствующие данные приведены в заключительном отчете отдела гидрохимии по выполненной НИР (№ государственной регистрации 0107U000791).



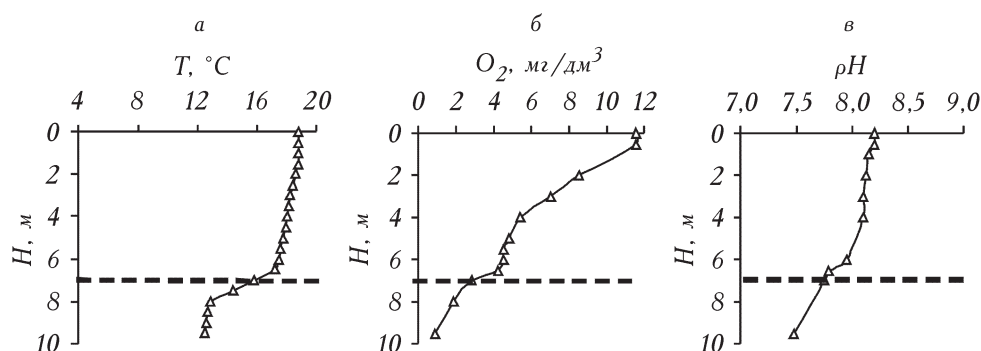
6. Содержание аммонийного азота (NH_4^+) (а) и неорганического фосфора ($\text{P}_{\text{неорг}}$) (б) в воде оз. Тельбин в зависимости от глубины в период работы аэраторов: июль (1) и август (2) 2017 г.

концентрация аммонийного азота на глубине 4 м составляла около $2,45 \text{ мг N/дм}^3$.

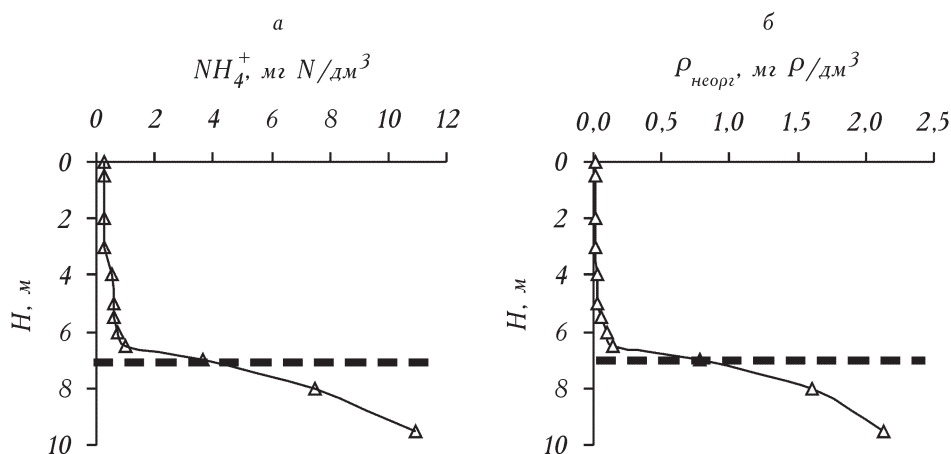
Подобная картина характерна и для неорганического фосфора. Его концентрация на глубине 0—5 м летом 2017 г. составляла $0,021\text{—}0,138 \text{ мг P/дм}^3$. Заметное ее повышение обнаружено ниже указанной глубины, а ближе ко дну она достигала максимальных величин — $1,20\text{—}1,44 \text{ мг P/дм}^3$, что обусловлено теми же причинами, что и в случае с аммонийным азотом, то есть дефицитом O_2 . В то же время, в отсутствие аэраторов содержание $\text{P}_{\text{неорг}}$ на глубине 4 м, по данным А. А. Морозовой, было намного выше и достигало почти $0,40 \text{ мг P/дм}^3$.

Необходимо отметить, что концентрация других форм неорганического азота — нитрит- и нитрат-ионов (NO_2^- и NO_3^-) оставалась практически неизменной как на глубине 0—5 м и при наличии аэраторов ($0,004\text{—}0,024$ и $0,016\text{—}0,162 \text{ мг N/дм}^3$), так и ближе ко дну, где аэрации не происходит ($0,008\text{—}0,029$ и $0,022\text{—}0,248 \text{ мг N/дм}^3$).

Характерно, что в сентябре 2017 г. со снижением температуры воды температурный скачок «опустился» еще ниже, почти до 7 м (рис. 7). Содержание O_2 уменьшалось с глубиной, но было выше, чем летом, на глубине 5,5 м — $4,2\text{—}4,5 \text{ мг/дм}^3$ (см. рис. 5). Благодаря этому концентрации NH_4^+ и $\text{P}_{\text{неорг}}$ оставались сравнительно невысокими — $0,25\text{—}1,02 \text{ мг N/дм}^3$ и $0,012\text{—}0,135 \text{ мг P/дм}^3$. Ниже глубины 7 м содержание растворенного в воде кислорода не превышало $0,9\text{—}2,8 \text{ мг/дм}^3$, что свидетельствует о его дефиците. В этих условиях концентрации аммонийного азота и $\text{P}_{\text{неорг}}$ оставались высокими, составляя соответственно $3,63\text{—}10,94 \text{ мг N/дм}^3$ и $0,78\text{—}2,14 \text{ мг P/дм}^3$ (рис. 8). Поэтому можно говорить об их миграции из донных отложений.



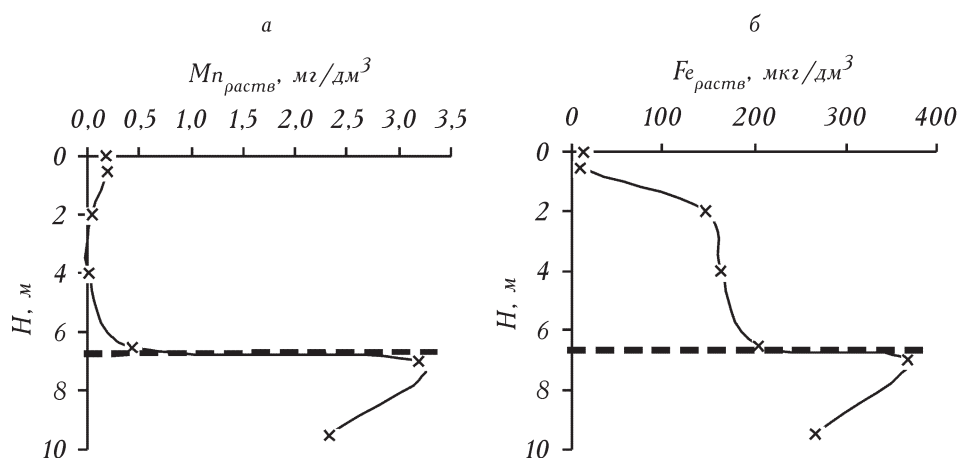
7. Изменение температуры (а), содержания растворенного кислорода (б) и рН воды (в) оз. Тельбин в зависимости от глубины в период работы аэраторов в сентябре 2017 г.



8. Содержание аммонийного азота (NH_4^+) (а) и неорганического фосфора ($\text{P}_{\text{неорг}}$) (б) в воде оз. Тельбин в зависимости от глубины в период работы аэраторов в сентябре 2017 г.

В сентябре значения рН воды над температурным скачком варьировали в более узких пределах (7,79—8,20), чем летом (7,70—8,43 — в июле и 7,80—8,89 — в августе), что обусловлено снижением фотосинтетической активности водорослей. В придонном же слое воды показатель рН практически не изменился.

Концентрация растворенного марганца в тоще воды до 6,5 м от поверхности находилась в пределах 0,024—0,42 мг/дм³ (рис. 9), что существенно ниже его содержания в озерной воде в отсутствие искусственной аэрации (см. рис. 3). Однако уже на глубине 7,0 м концентрация $\text{Mn}_{\text{раств}}$ возросла до 3,2 мг/дм³ со снижением до 2,3 мг/дм³ на глубине 9,5 м. Это говорит о том, что в анаэробных условиях миграция марганца из донных отложений продолжается, но в вышележащих слоях воды он не может накапливаться из-за наличия кислорода и окисления Mn(II) до Mn(IV) . В то же время concentra-



9. Содержание растворенной формы марганца (а) и железа (б) в воде оз. Тельбин в зависимости от глубины в период работы аэраторов в сентябре 2017 г.

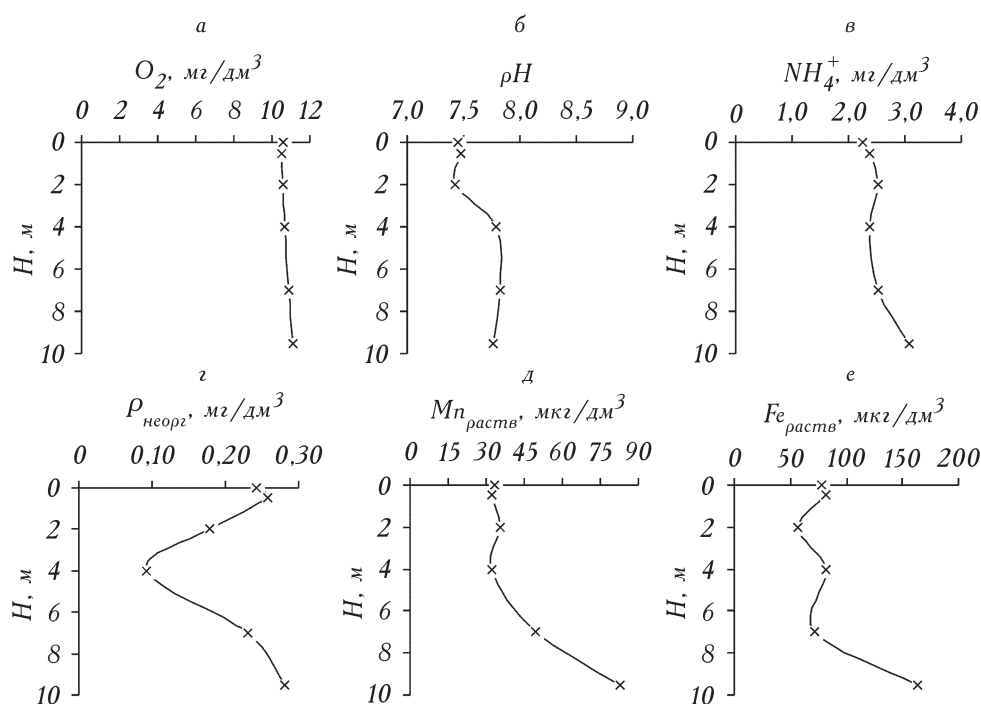
ция растворенного железа была сравнительно невысокой. В толще воды до 6,5 м она составляла 9,7—205 мкг/дм³, а ближе ко дну — 266—369 мкг/дм³.

До использования искусственной аэрации в оз. Тельбин наблюдалось интенсивное развитие планктонных водорослей, сопровождающееся сравнительно высокими показателями содержания взвешенных веществ, которые варьировали в пределах 5,5—80,2 мг/дм³ (в среднем 24,5 мг/дм³), и, соответственно, низкой прозрачностью воды [12]. В период работы аэраторов удалось избежать массового развития водорослей, а прозрачность воды существенно возросла. Содержание взвешенных веществ в июле, августе и сентябре 2017 г. составляло соответственно 2,5—9,2, 4,6—6,5 и 0,9—2,7 мг/дм³, то есть было намного ниже, чем ранее, до работы аэраторов.

Для достижения полного «оздоровления» водоема необходимо погружение аэрационных установок на большую глубину, избегая при этом возможного взмучивания загрязненных донных отложений. Немаловажное значение имеет также режим работы аэрационных установок.

Донные отложения, как известно, являются накопителями разнообразных химических веществ, которые на какое-то время выводятся из кругооборота. Захоронение одних из них может быть необратимым, тогда как другие являются легкоподвижными и при возникновении благоприятных условий мигрируют в контактирующую воду. В этой связи нами проведены исследования содержания аммонийного азота, неорганического фосфора, марганца и железа в воде оз. Тельбин на различных глубинах в условиях гомотермии и работающих аэраторов (декабрь 2017 г.). Результаты этих исследований оказались несколько неожиданными (рис. 10).

Концентрация аммонийного азота была довольно высокой во всей толще воды (2,24—3,08 мг N/дм³), несмотря на сформировавшиеся в этот период аэробные условия. Подобное можно отметить и для неорганического фос-



10. Изменение содержания растворенного кислорода (а), рН (б), аммонийного азота (в), неорганического фосфора (з), растворенной формы марганца (д) и железа (е) в воде оз. Тельбин в зависимости от глубины в период работы аэраторов, декабрь 2017 г.

фора. Естественно, содержание этих веществ было ниже, чем в придонном слое воды при продолжительном периоде дефицита растворенного кислорода. Однако для поверхностного слоя воды оно оказалось высоким, что следует рассматривать как неблагоприятное явление с позиций эвтрофикации озера.

Для подтверждения участия донных отложений во вторичном загрязнении водной толщи соединениями неорганического азота и фосфора нами были проведены исследования на содержание в них этих биогенных элементов. В исследуемых образцах донных отложениях содержание воды составляло в среднем 76,8%, а массовая доля органических веществ — 11,2%. Учитывая фракционный состав и содержание органических веществ, донные отложения следует относить к песчаному илу [5]. В декабре 2017 г. концентрация аммонийного азота, нитрит- и нитрат-ионов в поровом растворе донных отложений составляла в среднем 8,9, 0,09 и 0,13 мг N/дм³, а неорганического фосфора — 6,2 мг P/дм³. В этой связи важной задачей является очистка водоема от загрязненных донных отложений.

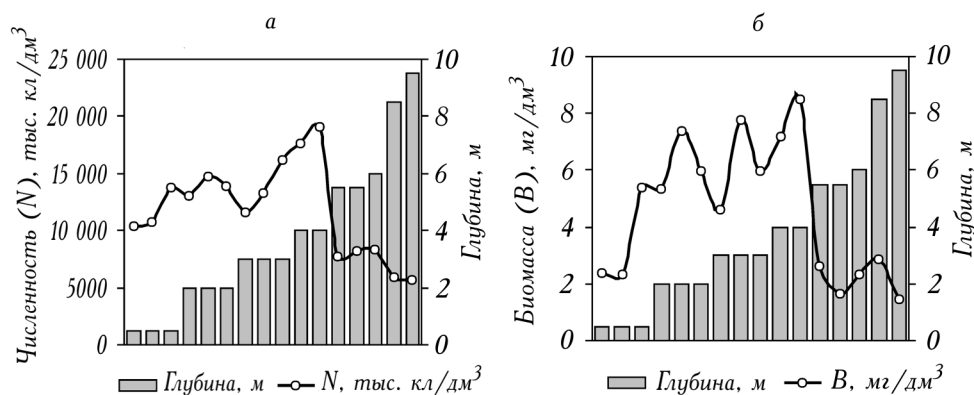
Содержание растворенных форм марганца и железа в декабре 2017 г. оказалось сравнительно невысоким — соответственно 32,0—83,2 мкг/дм³ и 56,0—164,0 мкг/дм³ (см. рис. 10). Даже у дна концентрация $Mn_{раств}$ и $Fe_{раств}$

Численность и биомасса фитопланктона в воде оз. Тельбин (июль 2017 г.)

Станции отбора проб	Глубина озера, м	Численность, тыс. кл/дм ³	Биомасса, мг/дм ³
1	0,5	10 421	2,377
1	2,0	13 080	5,327
1	3,0	11 610	4,598
1	5,5	7780	2,602
2	0,5	10 761	2,335
2	2,0	14 710	7,362
2	3,0	13 320	7,752
2	4,0	17 600	7,202
2	5,5	8171	1,664
2	8,5	5920	2,870
3	0,5	13 810	5,407
3	2,0	13 900	5,954
3	3,0	16 130	5,961
3	4,0	19 040	8,474
3	6,0	8344	2,320
3	9,5	5720	1,458

была намного ниже, чем в летний период. Это обусловлено тем, что восстановленные формы обоих металлов не могли накапливаться в водной толще из-за их окисления растворенным в воде кислородом, концентрация которого по всей глубине озера в этот период была высокой (10,5—11,1 мг/дм³).

Изменения гидробиологического режима оз. Тельбин в период работы аэраторов. Важным показателем, который позволяет охарактеризовать реакцию экосистемы на влияние искусственной аэрации, является развитие фитопланктона. В результате проведенных в оз. Тельбин исследований (июль 2017 г.) установлено, что численность планктонных водорослей колебалась от 5720 тыс. до 19 040 тыс. кл/дм³, а биомасса находилась в пределах 1,458—8,474 мг/дм³. Количественные показатели развития фитопланктона имели тенденцию к снижению величины с увеличением глубины озера (таблица). В частности, численность водорослей уменьшалась почти в два раза — с $14\,035 \pm 2716$ тыс. до 7187 ± 1266 тыс. кл/дм³ на глубине ниже 5 м (рис. 11, а). Подобная картина характерна и для биомассы. Если на глубине 0,5—4,0 м она составляла $5,704 \pm 2,02$ мг/дм³, то на глубине 5,5—9,5 м — $2,183 \pm 0,60$ мг/дм³ (рис. 11, б). На наш взгляд, такие относительно невысокие значения численности и биомассы фитопланктона на разных глубинах являются, вероятно, следствием работы аэраторов. Важно отметить, что в других озерах г. Киева, которые не подвергались искусственной аэрации, численность и биомасса фитопланктона были значительно выше [33].



11. Изменение численности (а) и биомассы (б) фитопланктона в воде оз. Тельбин на разных глубинах.

Проанализировав особенности изменений гидрохимического и гидробиологического режима оз. Тельбин, можно говорить о положительном влиянии аэрационных установок на самоочистительную способность водных объектов, что отмечается также в ряде научных публикаций, посвященных данной проблеме [15, 22, 23, 29, 31, 55].

Насыщение придонной воды кислородом с помощью аэрационных установок следует рассматривать как положительное явление, поскольку окисленный слой донных отложений становится своеобразным барьером на пути миграции биогенных и органических веществ, а также некоторых металлов из их состава в контактирующую с ними воду. Это, в свою очередь, способствует снижению процесса эвтрофирования и улучшению гидрохимического режима водоема по целому ряду показателей, что было рассмотрено в настоящей работе.

Заключение

Аэрация поверхностных водоемов может происходить различными путями. Среди них важное место занимает изменение гидродинамических характеристик водных масс (скорость течения, перемешивание, турбулизация водных масс и др.), которое осуществляется за счет строительства определенных гидротехнических сооружений, в частности потоконаправляющих плотин, каскадов, насосных станций, применения механических, пневматических или иного типа аэраторов. Это необходимо для обеспечения дестратификации водоемов и «погружения» термоклина, повышения степени кислородного насыщения и предотвращения формирования застойных зон, снижения температуры поверхностных слоев воды с одновременным повышением температуры гипolimниона и увеличения общего теплозапаса водоема.

Увеличение концентрации кислорода в эвтрофных, стратифицированных водоемах сопровождается существенными изменениями в их гидрохимическом режиме, а именно: повышается рН воды, снижается концентрация аммонийного азота, марганца, железа и неорганического фосфора в гипolimнионе, прекра-

щается поступление биогенных элементов из донных отложений в водную толщу. При достаточном насыщении воды кислородом усиливается минерализация органических веществ. Все это, в конечном итоге, снижает темпы эвтрофикации водоемов. Особую актуальность приобретает окисление сероводорода в придонных слоях воды. Его наличие в воде недопустимо с эколого-токсикологических позиций, поскольку это сильнейший токсикант для всего живого.

Безусловно, достичь изменения гидродинамических характеристик водных масс — чрезвычайно сложная задача для водоемов с ограниченным водообменом. Строительство определенных гидротехнических приспособлений, которые давали бы возможность перекачивать воду из озер в близлежащее Каневское водохранилище, а из него подавать воду в озера — дорогостоящая затея. Выходом из этой ситуации может быть искусственная аэрация, применение которой в оз. Тельбин дало первоначально достаточно удовлетворительные результаты.

**

Малі водойми урбанізованих територій частіше за інші водні об'єкти зазнають антропогенного впливу, що проявляється в погіршенні їхнього гідрохімічного режиму, евтрофікації та інтенсивному розвитку фітопланктону. Особливу небезпеку становлять дефіцит розчиненого кисню і формування анаеробних зон у гіполімнії зазначених водойм. Один із шляхів покращання кисневого режиму малих водойм — це їхня штучна аерація, що було апробовано на прикладі оз. Тельбін, яке знаходиться в межах м. Києва. Досліджено вплив аераційних пристроїв на зміну стану водойми за такими важливими показниками, як температура і рН води, вміст розчиненого кисню, неорганічних форм азоту і фосфору, а також деяких металів (Fe, Mn, Cu, Zn, Pb). За відсутності штучної аерації в озері формується дефіцит розчиненого кисню, починаючи з ранньої весни і до пізньої осені. Внаслідок анаеробних умов у воді на глибині 2—3 м істотно підвищується концентрація амонійного азоту, неорганічного фосфору, феруму й мanganу, що мігрують з донних відкладів. За умов штучної аерації кисневий режим поліпшується, дефіцит O₂ проявляється на більшій глибині (5,5—6,5 м), а високі концентрації згаданих вище хімічних компонентів характерні лише для придонного горизонту води. Ефективність аерації залежить від глибини занурення аераторів і режиму їхньої роботи.

**

Small reservoirs of urbanized areas more often than other water bodies are subject to anthropogenic influence, which is manifested in deterioration of their hydrochemical regime, eutrophication and intensive development of phytoplankton. The deficiency of dissolved oxygen and the formation of anaerobic zones in the hypolimnion of the mentioned water bodies are especially dangerous. One of the ways to improve the oxygen regime of small reservoirs is their artificial aeration, which was tested on the example of the Telbin lake, located in Kiev city. The influence of aerators on the change in the state of a water body on such important parameters as temperature and pH of water, the content of dissolved oxygen, inorganic forms of nitrogen and phosphorus, as well as of certain metals (Fe, Mn, Cu, Zn, Pb) has been studied. In the absence of artificial aeration, the deficiency of dissolved oxygen is formed in the lake, starting from early spring to late autumn. Under anaerobic conditions, the concentration of ammonium nitrogen, inorganic phosphorus, iron and manganese which migrate from the bottom sediments increases significantly in water at a depth below 2—3 m. Under conditions of artificial aeration, the state of the oxygen regime was improved, deficiency of dissolved oxygen was manifested at a greater depth (5,5-6,5 m), and high

concentrations of these chemical components were characteristic only of the bottom layer of water. The effectiveness of artificial aeration depends on the immersing depth of the aerators and the regime of their operation.

**

1. Аналітична хімія поверхневих вод. — К.: Наук. думка, 2007. — 456 с.
2. Асаул З.І. Визначник евгленових водоростей Української РСР. — К.: Наук. думка, 1975. — 408 с.
3. Белкина Н.А., Субетто Д.А., Ефременко Н.А. и др. Химический состав донных отложений северной части Ладожского озера как показатель многолетней изменчивости экосистемы водоема // Тр. Карел. науч. центра РАН. — 2015. — № 9. — С. 53—61.
4. Биологические и химические эффекты антропогенного эвтрофирования Ижевского водохранилища: Монография / Под ред. Б. Г. Котегова. — Ижевск: Удмурт. ун-т, 2013. — 177 с.
5. Денисова А.И., Нахшина Е.П., Новиков Б.И., Рябов А.К. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. — Киев: Наук. думка, 1987. — 164 с.
6. Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П. и др. Гидрология и гидрохимия Днестра и его водохранилищ. — Киев: Наук. думка, 1989. — 216 с.
7. Крахмальний А.Ф. Динофитовые водоросли Украины (иллюстрированный определитель). — Киев: Альтерпрес, 2011. — 444 с.
8. Линник П.М., Васильчук Т.О., Осипенко В.П., Зубко О.В. Органічні речовини як важливий чинник у міграції важких металів у поверхневих водах // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. — 2010. — № 2 (43). — С. 327—330.
9. Линник П.Н., Набиванец Ю.Б. Применение метода инверсионной вольтамперометрии для определения свободных и связанных в комплексы ионов цинка и свинца в природных водах // Гидробиол. журн. — 1988. — Т. 24, № 1. — С. 68—71.
10. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В. Д. Романенка. — К.: Логос, 2006. — 408 с.
11. Морозова А.А. Пространственная и временная изменчивость биогенных компонентов озерной экосистемы Тельбин под воздействием антропогенного фактора // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. — 2008. — Т. 14. — С. 181—186.
12. Морозова А.А. К вопросу о возникновении анаэробных зон и их влиянии на качество воды озерных экосистем урбанизованных территорий // Там же. — 2009. — Т. 16. — С. 169—177.
13. Набиванец Б.И., Линник П.Н., Калабина Л.В. Кинетические методы анализа природных вод. — Киев: Наук. думка, 1981. — 140 с.
14. Папина Т.С., Третьякова Е.И., Эйрих А.Н. Оценка поступления биогенных элементов из донных отложений в воду Новосибирского водохранилища // Вода: химия и экология. — 2012. — № 6. — С. 3—9.
15. Рябов А.К., Сиренко Л.А. Искусственная аэрация природных вод. — Киев: Наук. думка, 1982. — 204 с.

16. Селезнев В.А., Селезнева А.В. Интенсификация евтрофирования водохранилищ средней и нижней Волги при аномальных погодных условиях // Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах: Материалы V Всерос. симп. с международным участием, 10—14 сент. 2012 г., г. Петрозаводск, Республика Карелия, РФ. — Петрозаводск, 2012. — С. 113—117.
17. Тимченко В.М., Ярошевич А.Е., Вигенина Ю.Л., Безродная С.М. Экологические аспекты гидрологии Шацких озер // Гидробиол. журн. — 1994. — Т. 30, № 4. — С. 59—72.
18. Хильчевський В.К., Бойко О.В. Гідролого-гідрохімічна характеристика озер і ставків території м. Києва // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. — 2001. — Т. 2. — С. 529—535.
19. Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. — Киев: Наук. думка, 1990. — 208 с.
20. Щербак В.І. Методи досліджень фітопланктону. Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. — К., 2002. — С. 41—48.
21. Arnell N.W., Halliday S.J., Battarbee R.W. et al. The implications of climate change for the water environment in England // Progress in Physical Geography. — 2015. — Vol. 39, N 1. — P. 93—120.
22. Ashley K.I. Hypolimnetic aeration of a naturally eutrophic lake: physical and chemical effects // Canad. J. Fish. Aquat. Sci. — 1983. — Vol. 40. — P. 1343—1359.
23. Beutel M.W., Horne A.J. A review of the effects of hypolimnetic oxygenation on lake and reservoir water quality // J. Lake Reservoir management. — 1999. — Vol. 15, N 4. — P. 285—297.
24. Correll D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review // J. Environ. Qual. — 1998. — Vol. 27. — P. 261—266.
25. Effect of bottom conditions on eutrophy of impoundments. — Illinois state water survey. — Urbana, 1979. — 61 p.
26. Fillos J., Swanson W.R. The release rate of nutrients from river and lake sediments // J. Water Pollution Control Federation. — 1975. — Vol. 47, N 5. — P. 1032—1042.
27. Golosov S., Terzhevik A., Zverev I. et al. Climate change impact on thermal and oxygen regime of shallow lakes // Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography. — 2012. — Vol. 64, N 1. — P. 1—12.
28. Häder D.-P., Kumar H.D., Smith R.C., Worrest R.C. Effects of solar UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change // Photochem. Photobiol. Sci. — 2007. — Vol. 6. — P. 267—285.
29. Heo Woo-Myung, Bomchul K. The effect of artificial destratification on phytoplankton in a reservoir // Hydrobiologia. — 2004. — Vol. 524. — P. 229—239.
30. Hou D., He J., Lü C. et al. Effects of environmental factors on nutrients release at sediment-water interface and assessment of trophic status for a typical shallow lake, Northwest China // Sci. World J. — 2013. — Article ID 716342. — 16 p. — <http://dx.doi.org/10.1155/2013/716342>.

31. *Imteaz M.A., Asaeda T.* Artificial mixing of lake water by bubble plume and effects of bubbling operation on algal bloom // *Wat. Res.* — 2000. — Vol. 34, N 6. — P. 1919—1929.
32. *Jankowski T., Livingstone D.M., Forster R. et al.* Consequences of the 2003 European heat wave for lakes: Implications for a warmer world // *Limnol. Oceanogr.* — 2006. — Vol. 51. — P. 815—819.
33. *Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V.* Structural and functional organization of phytoplankton in the thickets and in the section free of vegetation in the lakes of Kiev // *Hydrobiol. J.* — 2015. — Vol. 51, N 3. — P. 45—60.
34. *Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V.* Structural organization of phytoplankton and phytoepiphyton of the lakes of Kiev // *Hydrobiol. J.* — 2013. — Vol. 49, N 4. — P. 47—63.
35. *Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Vasilchuk T.A. et al.* On the ecology of phytoepiphyton of water bodies of the Dnieper river basin // *Ibid.* — 2014. — Vol. 50, N 3. — P. 41—54.
36. *Komárek J., Anagnostidis K.* Cyanoprokaryota. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19/2. — Heidelberg: Springer Spektrum, 2005. — 759 S.
37. *Komárek J., Anagnostidis K.* Cyanoprokaryota. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19/1. — Jena, etc.: G. Fischer Verl., 1999. — 548 S.
38. *Komárek J., Anagnostidis K.* Cyanoprokaryota. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19/3. — Jena, etc.: G. Fischer Verl., 2013. — 1131 S.
39. *Kowalczywska-Madura K., Goldyn R., Dondajewska R.* The bottom sediments of Lake Uzarzewskie — a phosphorus source or sink? // *Oceanol. Hydrobiol. Studies.* — 2010. — Vol. 39, N 3. — P. 81—91.
40. *Krammer K., Lange-Bertalot H.* Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/1. — Stuttgart; Jena: G. Fischer Verl., 1986. — 876 S.
41. *Krammer K., Lange-Bertalot H.* Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/2. — Stuttgart; Jena: G. Fischer Verl., 1988. — 611 S.
42. *Krammer K., Lange-Bertalot H.* Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/4. — Stuttgart; Jena: G. Fischer Verl., 1991. — 536 S.
43. *Krammer K., Lange-Bertalot H.* Bacillariophyceae. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/3. — Stuttgart; Jena: G. Fischer Verl., 1991. — 807 S.
44. *Linnik P.N.* Complexation as the most important factor in the fate and transport of heavy metals in the Dnieper water bodies // *Anal. Bioanal. Chem.* — 2003. — Vol. 376, N 3. — P. 405—412.
45. *Linnik P.N., Leshchinskaya A.A., Nabivanets B.I.* Methodology for investigating coexisting forms of chromium in natural waters // *Hydrobiol. J.* — 1989. — Vol. 25, N 2. — P. 91—96.
46. *Linnik P.N.* Sources of water quality deterioration in the Kiev and Kanev reservoirs // *Khimiya i Tekhnologiya Vody.* — 2003. — Vol. 25, N 4. — P. 384—403.
47. *Linnik P.N., Timchenko O.V., Zubko A.V. et al.* Oxygen regime of the water bodies as main factor of different metals forms migration within the system

- «bottom sediments — water» // *Hydrobiol. J.* — 2009. — Vol. 45, N 2. — P. 85—105.
48. *Lychagin M.Yu., Tkachenko A.N., Kasimov N.S., Kroonenberg S.B.* Heavy metals in the water, plants, and bottom sediments of the Volga River mouth area // *J. Coast. Res.* — 2015. — Vol. 31, N 4. — P. 859—868.
49. *Murdoch P.S., Baron J.S., Miller T.L.* Potential effects of climate change on surface-water quality in North America // *J. Amer. Water Res. Assoc.* — 2000. — Vol. 36, N 2. — P. 347—366.
50. *Mushtaq B., Raina R., Yousuf A.R. et al.* Chemical characteristics of bottom sediments of Dal Lake Srinagar, Kashmir // *J. Environ. Protection and Sustainable Development.* — 2015. — Vol. 1, N 1. — P. 1—7.
51. *Nguyen H.V., Maeda M.* Effects of pH and oxygen on phosphorus release from agricultural drainage ditch sediment in reclaimed land, Kasaoka bay, Japan // *J. Water Environ. Technology.* — 2016. — Vol. 14, N 4. — P. 228—235.
52. *Shevchenko T.F., Kharchenko G.V., Klochenko P.D.* Cenological analysis of phytoepiphyton of water bodies of Kiev // *Hydrobiol. J.* — 2010. — Vol. 46, N 1. — P. 41—55.
53. *Solheim A.L., Austnes K., Eriksen T.E. et al.* Climate change impacts on water quality and biodiversity // Background Report for EEA European Environment State and Outlook Report 2010. — European Topic Centre on Water. — Prague, 2010. — 68 p.
54. *Steinman A., Chu X., Ogdahl M.* Spatial and temporal variability of internal and external phosphorus loads in Mona Lake, Michigan // *Aquat. Ecol.* — 2007. — 18 p.
55. *Sun X., Zhao W., Zhang M., Huang T.* Effects of temperature gradient on algae inhibition zone in source water reservoirs using in-situ water-lifting aeration technology // *Advanced Materials Res.* — 2013. — Vol. 663. — P. 870—875.
56. *Verweij W., van der Wiele J., van Moorselaar I., van der Grinten E.* Impact of climate change on water quality in the Netherlands // RIVM Report 607800007. — 2010. — 63 p.
57. *Whitehead P.G., Wilby R.L., Battarbee R.W. et al.* A review of the potential impacts of climate change on surface water quality // *Hydrol. Sci. J.* — 2009. — Vol. 54, N 1. — P. 101—123.
58. *Zhuravleva L.A., Linnik P.N.* Factors governing extreme situations in the hydrologic regime of the Dnieper-Bug lagoon // *Hydrobiol. J.* — 1989. — Vol. 25, N 3. — P. 73—77.