

УДК [579.68:574.58](285.3)

Г. Н. Олейник, Е. В. Старосила

**СТРУКТУРА И ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ
БАКТЕРИОПЛАНКТОНА И БАКТЕРИОБЕНТОСА В
ВОДОЕМАХ С ВЫСОКИМ СОДЕРЖАНИЕМ
НЕОРГАНИЧЕСКОГО АЗОТА**

Изучено влияние экстремального загрязнения неорганическим азотом на структуру и функционирование бактериопланктона и бактериобентоса в природных условиях, а именно в искусственных прудах сравнительно небольших размеров. Установлены изменения, произошедшие в изученных водоемах вследствие высоких концентраций в воде неорганического азота. Показано, что высокое содержание в воде $N_{\text{неорг}}$ влияет на бактериопланктон и бактериобентос как непосредственно, так и косвенно.

Ключевые слова: бактериопланктон, бактериобентос, структура, функционирование, неорганические соединения азота.

Антропогенное влияние городов, промышленных и сельскохозяйственных предприятий на водные объекты приводит к их загрязнению природными органическими и минеральными соединениями, а также ксенобиотиками. Это обуславливает изменения состояния экосистем водоемов: нарушение формирования и функционирования биоценозов, ухудшение качества воды и изменение процессов в донных отложениях. Евтрофирование водоемов ускоряется вследствие увеличения концентрации в них биогенных веществ, прежде всего фосфора и неорганических соединений азота. В водных объектах источником автохтонного органического и неорганического азота являются прижизненные и посмертные метаболиты гидробионтов. Аллохтонный азот в водоемы может поступать вместе с поверхностным стоком, сточными водами, вноситься из неглубоких водоносных горизонтов, загрязненных вследствие проникновения в них вод с сельскохозяйственных угодий, животноводческих комплексов, складов минеральных удобрений и др.

Трансформация органических и минеральных веществ автохтонного и аллохтонного происхождения протекает в толще воды и донных отложениях за счет жизнедеятельности организмов планктона и бентоса, неотъемлемым компонентом которых являются микроорганизмы. Бактериопланктон и бактериобентос выполняют важную роль в двух основных процессах: осуществляя деструкцию органического вещества и трансформацию минеральных соединений, они участвуют в самоочищении водоемов; с их помощью в

© Олейник Г. Н., Старосила Е. В., 2010

трофической пирамиде происходит перенос веществ и переход энергии на высшие трофические уровни. Определение закономерностей формирования и функционирования бактериопланктона и бактериобентоса в условиях антропогенного загрязнения необходимо для общей характеристики гидробиоценозов, расшифровки их реакции на изменения абиотических и биотических факторов, а также установления уровня эластичности и экологической емкости экосистем водоемов.

Статья является итогом анализа и обобщения результатов выполненного в 2003—2006 гг. микробиологического мониторинга загрязненных неорганическим азотом небольших водоемов (прудов) и участка р. Рось.

Целью исследований было установить закономерности формирования структуры и функционирования бактериопланктона и бактериобентоса в условиях экстремального загрязнения водных объектов неорганическим азотом, а также исследовать связи между этими показателями.

Материал и методика исследований. *Характеристика исследованных водных объектов.* В парке «Александрия» (г. Белая Церковь) расположен каскад из трех прудов (станции 2А', 2А, 2с, 2, 3), нижний из которых служит водоисточником для опытных рыбоводных прудов (ст. 21, 23). В контрольный рыбоводный пруд (ст. 30) подается вода из р. Рось (рисунок).

На левом берегу среднего в каскаде паркового пруда на поверхность выходят подпочвенные воды, в которых содержание аммонийного азота в некоторые периоды 2003—2004 гг. достигало 1200—1400 мг N/дм³ [4]. Эти воды, стекая по наклонной поверхности, обогащаются частичками почвы и содержащимися в ее верхнем слое веществами; с ними в водоем попадает не только азот, но и аллохтонные микроорганизмы. Вблизи поступления загрязненных вод (ст. 2А') концентрация неорганического азота составляла 1249—1349 мг N/дм³, в том числе аммонийного — в среднем 1150, нитритного — 70,0, нитратного — 79 мг N/дм³. Летом вследствие диссоциации аммонийного азота иногда ощущался запах аммиака. В воде пруда содержание суммы неорганических соединений азота находилось в пределах 97,7—667,8 мг N/дм³, снижаясь в нижней части водоема больше чем в 3,0 раза [4, 5]. Эти значения выше характерных для воды, вытекающей со свалок коммунальных отходов, или неочищенной сточной воды [1, 46]. Экстремальное загрязнение пруда неорганическим азотом угнетало развитие высших водных и наземных растений [17]. В пруду отмечалось слабое развитие фито-, зоопланктона и отсутствие рыб [6]. Донные отложения пруда имели различный характер: на отмели (ст. 2А') они были продолжением лёссовых почв берега; в верховье (ст. 2А) 10—15 см верхнего слоя донных отложений были насыщены карбонатами; на середине пруда (ст. 2с) отложения заиливались; в нижней части (ст. 2) сформировались детритные илы бурого-черного цвета, содержащие большое количество полуразложившихся листьев деревьев и остатки отмерших высших водных растений.

В нижней части следующего в каскаде паркового пруда (ст. 3) концентрация неорганического азота составляла 54,0—74,4 мг N/дм³ [4, 5]. В верхней части этого водоема на площади около 25 м² росли погруженные и воз-

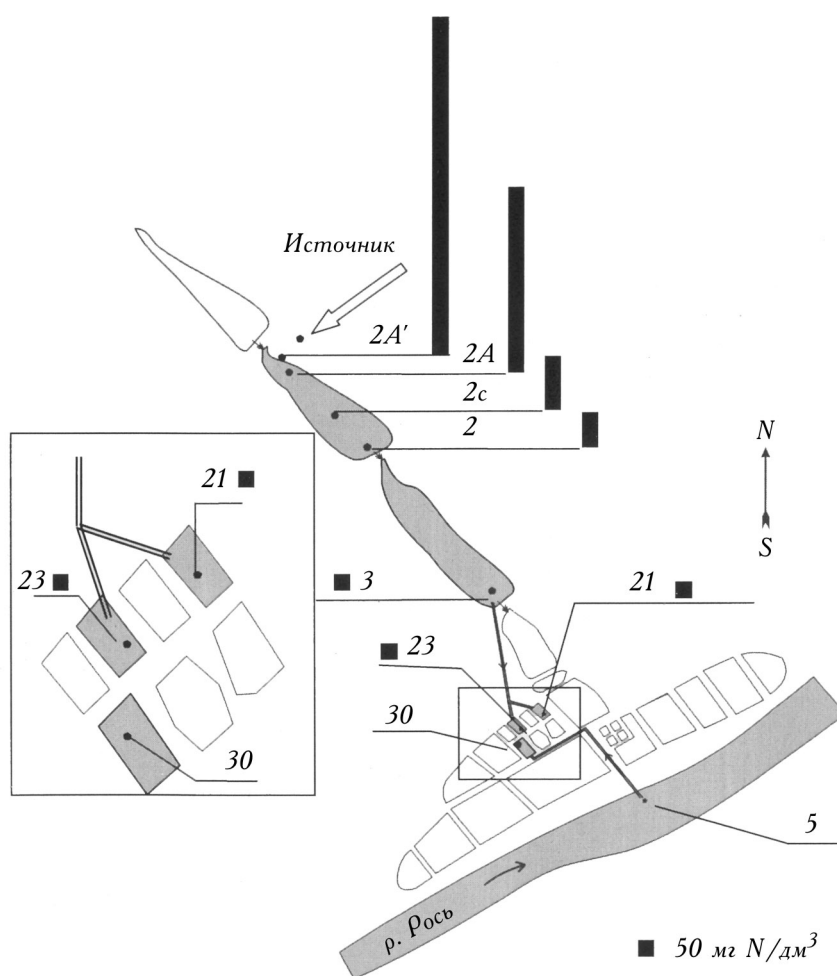


Схема прудов, станции отбора проб воды и донных отложений. Концентрация неорганического азота в воде [4, 5, 22]: ст. 2A' — 1249—1349 мг N/дм³; ст. 2A — 348,7—667,8 мг N/дм³; ст. 2c — 142,5—180,0 мг N/дм³; ст. 2 — 97,7—212,2 мг N/дм³; ст. 3 — 54,0—74,4 мг N/дм³; ст. 21 — 24,4—55,4 мг N/дм³; ст. 23 — 33,0—60,8 мг N/дм³; ст. 30 — до 0,44 мг N/дм³; ст. 5 — до 0,29 мг N/дм³.

душно-водные растения, выполняющие роль биоплато. Донные отложения пруда были подобны илам нижней части вышерасположенного водоема.

Рыбоводные пруды зарыблены карпом (100 экземпляров, средняя плотность посадки рыб 2500 экз/га) и имеют одинаковую морфометрическую характеристику, гидрологический режим, но различные водоисточники, что определяет концентрацию $N_{\text{неорг}}$ в их воде. В воде опытных прудов сумма неорганических форм азота была практически такой же, как в водоисточнике, и составляла 24,4—60,8 мг N/дм³. Это превышало ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения по аммонийному азоту в 24—29 раз, нитритному и нитратному — в 4—7 раз. В воде контрольного пруда (подача воды из р. Рось) концентрация неорганических соединений азота составляла в среднем 0,44 мг N/дм³, то есть была на два порядка ниже, чем в опытных прудах.

Содержание аммонийного, нитритного и нитратного азота не превышало ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения [5, 11, 19]. Главным отличием рыбоводных прудов от парковых водоемов было функционирование в них полной трофической цепи — развитие фито-, зоопланктона и наличие рыб, при этом численность и биомасса зоопланктона в рыбоводных прудах была на порядок выше, чем в парковых [6, 18]. В рыбоводных прудах отмечали существенную разницу в развитии зоопланктона: в опытном пруду № 21 его развитие было меньшим, чем в пруду № 23, а в контрольном среднегодовые показатели численности зоопланктона были в 3,4—6,3 раза выше, чем в опытном № 23 [18]. Донные отложения рыбоводных прудов были представлены черными детритными илами. В р. Рось (ст. 5) в районе забора воды в контрольный пруд среднее содержание неорганического азота не превышало 0,29 мг N/дм³ [4].

Относительно небольшой объем исследованных водоемов позволил рассматривать их как модельные объекты для изучения в природных условиях влияния экстремальной концентрации неорганического азота на один из важных для функционирования экосистем компонентов гидробиоценозов — микрофлору воды и донных отложений.

Для изучения численности, биомассы, морфологии бактериопланктона и бактериобентоса, а также определения в бактериопланктоне метаболически активных клеток цитохимическими методами готовили препараты на черных поликарбонатных мембранных фильтрах Millipor ($d_{\text{пор}} = 0,22$ мкм). Исследование препаратов проводили с использованием эпифлуоресцентных микроскопов Axioskop 20FL (Opton) или VX-41 (Olympus), оснащенных системой автоматического анализа изображения MultiScan в модификации А. Свионтецкого [49].

Численность бактериопланктона и бактериобентоса определяли методом прямого счета, окрашивая препараты флуорохромом 4,6-диамидино-2-фенилиндолом [35, 39], и рассчитывали по общепринятой формуле А. Г. Родиной [20], а биомассу — по формуле, приведенной в литературе [41]. Клетки с нуклеоидом, реплицированным нуклеоидом, активным транспортом электронов и состояние цитоплазматической мембраны бактерий выявляли и учитывали в соответствии с [32, 39, 52]. Количество евтрофных и олиготрофных бактерий определяли по общепринятым методам [7]. Среди евтрофных бактерий учитывали численность микроорганизмов с активной электронно-транспортной системой (ТТХ⁺) [14]. Содержание растворенного в воде кислорода определяли методом Винклера с поправкой на наличие в воде значительного количества нитритов [7]. Деструкцию органического вещества в воде изучали методом склянок по потреблению кислорода, а в донных отложениях — методом изолированных цилиндров по приросту содержания СО₂ в воде над монолитом донных отложений [7, 10, 22]. В донных отложениях исследовали ферментативное (за счет каталазы) и неферментативное (химическое) разложение Н₂О₂ [16, 30]. Структуру бактериопланктона на основании 16S рРНК изучали, используя технику PCR-DGGE [40]. PCR осуществляли, с помощью комплекса стартеров, специфических для групп: *Eubacteria*, *Cytophaga-Flavobacterium*, α -*Proteobacteria* и β -*Proteobacteria*.

Результаты исследований и их обсуждение

В экстремально загрязненном неорганическим азотом парковом пруду структуру и метаболизм бактериопланктона и бактериобентоса определяли такие основные факторы:

- поступление в верхний участок пруда подпочвенных вод, выходящих на поверхность и растекающихся по болотистому склону левого берега;
- высокая концентрация в подпочвенном стоке неорганического азота, обуславливающая его содержание в воде пруда в пределах 97,7—667,8 мг N/дм³;
- редуцированная трофическая сеть — слабое развитие фитопланктона, зоопланктона, высшей водной растительности, отсутствие рыб;
- дефицит растворенного в воде кислорода, в значительной степени обусловленный недостаточным развитием фотоавтотрофных организмов;
- качественный состав органического вещества, которое вследствие слабого развития автотрофного звена состояло, в основном, из продуктов распада листьев деревьев, растущих на береговых склонах пруда, а также прижизненных и посмертных выделений малочисленных макрофитов.

С подпочвенным и терригенным стоком в этот пруд вносилось значительное количество аллохтонной микрофлоры. Ее наличие в бактериопланктоне на отмели вблизи поступления стока подтверждалось морфологическим составом, а также анализом генетического материала [9, 15, 26, 47]. На этом участке пруда в бактериопланктоне отмечали значительное содержание (11,7%) клеток нитчатой, извитой и искривленной формы, высокую долю (33,3%) клеток средних и крупных размеров (от 0,1 до > 0,5 мкм), что является характерным для почвенной микрофлоры. В генетическом профиле группы *Eubacteria* идентифицировано 4,8%, а группы *Cytophaga-Flavobacterium*, к которой относится большинство микроорганизмов почвы, — 12,9% уникальных секвенций рДНК, специфических только для бактериопланктона этой части пруда. По акватории пруда происходила постепенная элиминация аллохтонной микрофлоры и формирование автохтонного бактериопланктона. Это отразилось на его морфологической характеристике и генетическом профиле. В бактериопланктоне верхнего участка водоема, на удалении 5 м от поступления загрязненного стока, содержание клеток искривленной формы уменьшалось в 1,6 раза, клеток с размерами от 0,1 до > 0,5 мкм — в 2,3 раза, а количество мелких клеток увеличивалось. В группе *Eubacteria* исчезли уникальные секвенции рДНК, а в группе *Cytophaga-Flavobacterium* их доля снизилась более чем в 4,0 раза.

Бактериопланктон ассимилировал вносимый в водоем с подпочвенным и терригенным стоком аммонийный азот, используя его в конструктивном и

энергетическом обмене. Это подтверждается увеличением в воде нижней части экстремально загрязненного пруда численности бактерий в 1,4 раза, среднего объема клеток в 1,5 раза одновременно с уменьшением содержания аммонийного азота в 2,0 раза по сравнению с таковым верхней части водоема. Увеличение численности, объема и размеров бактериальных клеток обусловило прирост биомассы бактериопланктона в низовье водоема в 1,8 раза [15, 26, 47].

О значительном биоразнообразии бактериопланктона свидетельствуют результаты его генетического анализа, выявившего в группах *Cytophaga-Flavobacterium* и β -*Proteobacteria* соответственно 60,8 и 64,0% количества всех идентифицированных в бактериопланктоне секвенций рДНК [9]. К этим группам относятся бактерии, способные к денитрификации, гетеротрофной и автотрофной нитрификации. Известно, что при значительном содержании в воде нитратов, высоком отношении NH_4^+ к NO_3^- и в условиях недонасыщения воды кислородом в результате процессов как денитрификации, так и нитрификации накапливаются не конечные продукты, а промежуточные — закись и окись азота [7, 8, 31, 33, 43, 45, 51]. В экстремально загрязненном парковом пруду за период исследований соотношение NH_4^+ и NO_3^- составляло 3,3 : 1,0, содержание кислорода в воде колебалось от 30,5 до 81,9% насыщения (минимальные показатели регистрировали летом) [5, 26]. Принимая во внимание вышеизложенное, можно предположить, что в пруду протекали одновременно денитрификация и нитрификация и эти процессы, скорее всего, прерывались на образовании недоокисленных соединений азота — N_2O и NO .

Высокая разнородность группы *Cytophaga-Flavobacterium*, в которую, кроме микроорганизмов, трансформирующих неорганический азот, входят бактерии, способные к деструкции целлюлозы, пектинов, фитогенного материала, указывает на значительную концентрацию в воде пруда биохимически стойких органических соединений. Это подтверждается также преобладанием в бактериопланктоне олиготрофных бактерий (соотношение количества евтрофных к олиготрофным равнялось в среднем 0,56—0,88) [15].

Концентрация $\text{N}_{\text{неорг}}$ в экстремально загрязненном пруду, превышавшая его содержание в гипертрофных водоемах, отразилась на функционировании бактериопланктона. Определение жизнедеятельности бактерий цитохимическими методами показало четкое повреждающее действие высокого содержания неорганического азота на цитоплазматическую мембрану клеток. В бактериопланктоне доля клеток с неповрежденной мембраной при 1000 мг $\text{N}/\text{дм}^3$ составляла 7,0%, а при 200 мг $\text{N}/\text{дм}^3$ она повышалась в 9,2 раза (до 64,5%). В бактериопланктоне доля клеток с нуклеоидом была 31,9—47,4%; отмечена тенденция ее увеличения при снижении концентрации азота [28].

Содержание неорганического азота влияло на деструкцию органического вещества (ОВ) в воде. В районе экстремального загрязнения деструкция ОВ в воде составляла 0,19—0,45 мг $\text{C}/\text{дм}^3\cdot\text{сут}$, а при снижении концентрации неорганического азота более чем в 3,0 раза интенсивность деструкции ОВ в воде возрастала в 1,6 раза [24]. Для выделения в этом процессе бактериальной составляющей деструкция ОВ в воде была рассчитана исходя из удель-

ного дыхания одной бактериальной клетки [3, 12, 23]. В экстремально загрязненном пруду деструкция ОВ в воде за счет жизнедеятельности бактериопланктона составляла 60,0—96,7% общей [24].

В следующий в каскаде пруд поступал бактериопланктон, сформированный в вышерасположенном водоеме, поэтому его морфологические параметры были более стабильными [9, 26, 47]. Разнородность генетического профиля группы *Cytophaga-Flavobacterium*, к которой относится большинство почвенных микроорганизмов, была ниже, чем в верхнем пруду [9]. Вследствие функционирования в верхней части пруда биоплата, а также уменьшения концентрации $N_{\text{неорг}}$ увеличения численности, объемов клеток и биомассы бактериопланктона не наблюдалось. Это свидетельствует о том, что в процессах ассимиляции азота в водоеме бактерии занимали второстепенное место по сравнению с высшей водной растительностью [15, 26, 47]. Как и в экстремально загрязненном верхнем пруду каскада, в нижнем бактерии группы *Cytophaga-Flavobacterium* и β -*Proteobacteria* характеризовались значительным биоразнообразием, что подтверждает активное участие бактериопланктона в процессах трансформации неорганического азота [9]. Деструкция ОВ в воде (0,24—0,34 мг С/дм³·сут) была на уровне показателей, отмеченных в нижней части экстремально загрязненного пруда. Рассчитанная бактериальная деструкция органического вещества составляла 87,5% суммарной, то есть бактериопланктон в процессах разложения ОВ в воде выполнял ведущую роль [24].

В донных отложениях исследованных парковых водоемов численность, биомасса бактерий, а также вариабельность этих показателей были характерными для евтрофных водных объектов [13, 21, 42]. Морфологический состав бактериобентоса в экстремально загрязненном пруду изменялся по мере удаления от района поступления подпочвенного и терригенного стока [15]. В донных отложениях верхней части пруда в сравнении с отмелью, в которую поступает загрязненный сток, содержание клеток искривленной формы снижалось в среднем в 2,5 раза, бактерий среднего и крупного размеров (от 0,1 до > 0,5 мкм) — в 1,6 раза и возрастало содержание мелких клеток. Такие изменения морфологического состава бактериобентоса, скорее всего, были обусловлены осаждением в донные отложения отделившейся вносимой аллохтонной микрофлоры. На деструкцию ОВ и активность каталазы в донных отложениях существенно влияли их характер и концентрация неорганического азота в воде [25, 27]. За период наблюдений в донных отложениях верхней части пруда, вода которой характеризовалась наибольшим содержанием $N_{\text{неорг}}$, а донные отложения были насыщены карбонатом, распалось в среднем 40,9 мг С/м²·сут. В детритных илах нижней части водоема, где концентрация $N_{\text{неорг}}$ в воде снижалась по сравнению с таковой верхнего участка пруда более чем в 3,0 раза, деструкция ОВ повышалась в среднем в 2,8 раза. Большая часть перекиси водорода (в среднем 69,0%) в донных отложениях верхней части разлагалась вследствие химического процесса. В илах нижней части ферментативный распад перекиси водорода при участии каталазы доминировал над неферментативным [25, 27]. Высокая доля химического разложения H_2O_2 в донных отложениях верхней части пруда опосредованно подтверждает наличие в них недоокисленных соединений азота (N_2O и NO), образовавшихся в процессах автотрофной и гетеротрофной ни-

трификации и денитрификации в условиях недонасыщения воды пруда кислородом [33, 44].

Установленная в экстремально загрязненном пруду тесная коррелятивная зависимость ($r = 0,79$, $P < 0,05$, $n = 12$) между деструкцией ОВ и активностью каталазы в донных отложениях позволяет использовать последнюю как тест для предварительной оценки разложения органического вещества, а оба показателя — для характеристики функционального состояния бактериобентоса [27].

Сходный характер донных отложений нижних участков парковых прудов (детритные илы с большим количеством остатков листвы деревьев и высших водных растений) обусловил близкий морфологический состав бактериобентоса (средний объем бактерий, доля клеток с размерами от 0,1 до $> 0,5$ мкм), а также показатели деструкции ОВ и активности каталазы [15, 25, 27].

Численность и биомасса бактериопланктона в опытных рыбоводных прудах были подобными зафиксированным в нижней части их водоисточника [15]. На морфологической структуре бактериопланктона отчетливо отразился пресс зоопланктона — регулирование микробиальной «петли» «сверху» («top-down») [2, 38, 48, 50]. Характерным было значительное количество нитчатых и искривленных форм микроорганизмов, агрегированность клеток [28]. Такие изменения структуры являются специфической реакцией бактериоценоза на выедание зоопланктоном [34, 36, 37].

Активный пресс консументов повлиял на содержание в бактериопланктоне клеток с реплицированной ДНК. Максимальное их содержание (22,7—28,2%) установлено в бактериопланктоне рыбоводных прудов, характеризующихся интенсивным развитием зоопланктона; количество делящихся клеток было в среднем в 5,2 раза выше, чем в бактериопланктоне парковых прудов с редуцированной трофической цепью. Интенсивное, особенно в летний период, развитие зоопланктона приводило к выеданию бактерий, что способствовало ускорению темпа их деления [28]. Увеличение количества делящихся клеток и омолаживание популяций бактериопланктона вследствие его выедания подтверждаются рядом исследователей [32, 37].

В бактериопланктоне рыбоводных прудов клетки с нуклеоидом составляли в среднем 53,3—69,5%, то есть их доля была в 3,6—4,6 раза выше, чем в бактериопланктоне парковых прудов. Это обуславливалось различным качественным составом органического вещества, которое в парковых прудах представлено продуктами деструкции листьев деревьев (биохимически трудноусвояемыми соединениями), а в рыбоводных прудах — метаболитами фито-, зоопланктона и рыб (легкоусвояемыми органическими веществами) [28].

Показатели деструкции ОВ в воде опытных рыбоводных прудов составляли 0,17—0,27 мг С/дм³·сут и были, как и концентрация неорганического азота, близкими к отмеченным в водоисточнике (парковом пруду) [24, 29]. В воде контрольного пруда деструкция органического вещества

(0,44—0,78 мг С/дм³·сут) была в 2,7 раза выше, чем в опытных рыбоводных прудах. Это дает основание утверждать, что торможение процесса деструкции ОВ в воде опытных прудов связано с содержанием в ней в сто раз большей концентрации неорганического азота [29].

Однородный характер донных отложений трех рыбоводных прудов, представленных черными детритными илами, обусловил подобную структуру их бактериобентоса. В опытных прудах количество бактериобентоса за период исследований составляло в среднем 21,2—24,6 млрд. кл/г, а в контрольном пруду — 20,8 млрд. кл/г, с незначительными изменениями по сезонам. Динамика биомассы бактериобентоса соответствовала динамике его численности: в опытных прудах она составляла 316,8—358,7 мкг С/г, а в контрольном — 332,6 мкг С/г. Среднее за период исследований содержание клеток различных морфологических форм и объемов в бактериобентосе прудов различалось несущественно [15]. Численность и биомасса бактериобентоса в опытных и контрольном прудах были характерными для небольших мелких водоемов [13, 21, 42].

Деструкция ОВ в донных отложения опытных прудов составляла в среднем 100,0 мг С/м²·сут; наиболее активно процесс протекал летом [29]. В донных отложениях этих прудов распад Н₂О₂ при участии каталазы превышал химический [27]. Величины деструкции органического вещества, ферментативного и химического распада перекиси водорода в донных отложениях опытных рыбоводных прудов практически не отличались от отмеченных в илах нижнего паркового пруда [25, 27].

В донных отложениях контрольного пруда деструкция ОВ была в 2,0 раза более интенсивной, чем в опытных прудах [29]. Основная часть Н₂О₂ в илах разрушалась под действием фермента каталазы. Таким образом, ферментативный распад перекиси водорода в илах контрольного пруда был в 2,5—3,0 раза выше, чем в опытных прудах [27]. Приведенные данные позволяют считать, что одним из основных факторов, тормозящих процессы деструкции ОВ и активность каталазы в донных отложениях опытных прудов, было в сто раз большее, чем в контрольном пруду, содержание N_{неорг} в воде.

Сравнение активности каталазы и деструкции ОВ в донных отложениях исследованных рыбоводных прудах показало, что между этими показателями, как и в парковых прудах, существует тесная корреляция ($r = 0,92$, $P < 0,05$, $n = 12$) [27]. Это подтверждает возможность использования активности каталазы, определение которой не является сложным и занимает немного времени, для предварительной оценки процесса деструкции ОВ при изучении экологической ситуации в водоемах, подвергающихся антропогенному загрязнению.

Высокое содержание неорганического азота в изученных водоемах меньше влияло на структурные показатели бактериопланктона и бактериобентоса, а в большей степени отразилось на его функциональной характеристике — состоянии цитоплазматической мембраны, количестве клеток с нуклеоидом и реплицированным нуклеоидом, процессах деструкции ОВ в воде и донных отложениях, а также активности каталазы в илах.

Заключение

Высокая концентрация неорганического азота в водоемах, которые можно считать естественными модельными объектами, отразилась на структуре и функционировании бактериопланктона и бактериобентоса как непосредственно, так и косвенно вследствие общих изменений в экосистеме: слабого развития фотоавтотрофных организмов (и связанным с этим недонасыщением воды кислородом), малочисленного зоопланктона, отсутствия рыб, а также преобладания в составе органического вещества биохимически стойких соединений. Непосредственное действие азота проявилось в повреждении цитоплазматической мембраны клеток бактериопланктона. Снижение содержания в бактериопланктоне клеток с нуклеоидом и реплицированным нуклеоидом, угнетение процессов деструкции органического вещества в воде и донных отложениях, преобладание в илах химического разложения перекиси водорода и снижение активности фермента каталазы были связаны с изменениями в экосистеме исследованных водоемов.

Установлено, что снижение содержания аммонийного азота в воде экстремально загрязненного пруда со слабым развитием автотрофного звена обусловлено его активной ассимиляцией бактериопланктоном.

О значительной роли бактериопланктона в процессах трансформации минерального азота и органического вещества в водоемах, подверженных антропогенному влиянию, свидетельствует высокая гетерогенность генетического профиля групп бактерий, в состав которых входят микроорганизмы, принимающие участие в цикле азота и способные разлагать трудноусвояемые органические соединения. Эластичность метаболизма бактериопланктона, его способность адаптироваться к различным условиям существования проявились при наличии высокой доли общих для всех исследованных водоемов секвенций рДНК.

**

Узагальнено результати досліджень структури та функціонування бактеріопланктону і бактеріобентосу у водоймах, екстремально забруднених неорганічним азотом. Дослідження проводили на штучних ставах невеликих розмірів дендропарку «Олександрія» (Київська обл., м. Біла Церква), рибоводних ставах Білоцерківської гідробіологічної експериментальної станції та ділянці р. Рось в районі станції.

**

Paper deals with results of research of structural and functional characteristics of bacterioplankton and bacteriobenthos in the water bodies polluted by mineral nitrogen compounds. Study has been carried out in small artificial ponds of the dendropark «Oleksandriya» (Bila Tserkva, Kiev Region), fish-breeding ponds of the Bilotserkivsky hydrobiological station and the river Ros' section nearby the station.

**

1. Бевза А.Г., Ісаченко В.М. Комплексна оцінка якості стічних вод м. Києва після їх очищення на Бортницькій станції аерації // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. — 2005. — Т. 3, № 26. — С. 33—35.

2. Бульон В.В. Структура и функция микробиальной «петли» в планктоне озерных экосистем // Биология внутр. вод. — 2002. — № 2. — С. 5—14.
3. Драбкова В.Г. Зональное изменение интенсивности микробиологических процессов в озерах. — Л.: Наука, 1981. — 212 с.
4. Киризий Т.Я., Бабич Г.Б., Самойлова Т.Д. Динамика содержания минерального азота в водоемах дендропарка «Александрия» (г. Белая Церковь) // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. — 2005. — Т. 3, № 26. — С. 199—201.
5. Крот Ю.Г., Киризий Т.Я., Бабич Г.Б., Леконцева Т.І. Динаміка гідрохімічного режиму каскаду водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) при надходженні неорганічних форм азоту з джерельними водами // Там же. — Т. 1—2, № 25. — С. 102—109.
6. Крот Ю.Г., Леконцева Т.І, Подругіна А.Б., Якуненко О.К. Структурні особливості зоопланктонних угруповань у водоймі з екстремальним вмістом мінеральних сполук азоту // Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений: Материалы 2-й Междунар. науч. конф., 26—29 авг. 2008 г. — Херсон, 2008. — С. 212—216.
7. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. — М.: Наука, 1989. — 288 с.
8. Кузнецов С.И., Саралов А.И., Назина Т.Н. Микробиологические процессы круговорота углерода и азота в озерах. — М.: Наука, 1985. — 212 с.
9. Мазуркевич А., Старосила Е.В., Свионтецки А., Олейник Г.Н. Структура бактериопланктона в водоемах с различным содержанием минерального азота // Гидробиол. журн. — 2009. — Т. 45, № 1. — С. 29—39.
10. Мартынова М.В., Козлова Е.И. Фосфор в донных отложениях двух высокопродуктивных озер // Вод. ресурсы. — 1987. — № 2. — С. 103—11.
11. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. — М.: Мин-во рыб. хоз-ва СССР, 1990. — 47 с.
12. Оксюк О.П., Олейник Г.Н., Шевцова Л.В. и др. Гидробиология каналов Украинской ССР. — Киев: Наук. думка, 1990. — 240 с.
13. Олейник Г.Н., Кабакова Т.Н. Бактериобентос придунайских водоемов // Гидробиол. журн. — 1995. — Т. 31, № 2. — С. 28—36.
14. Олейник Г.Н., Кабакова Т.Н. Бактериопланктон Сасыкского водохранилища // Там же. — 1995. — Т. 31, № 3. — С. 47—58.
15. Олейник Г.Н., Старосила Е.В. Микробиологическая характеристика водоемов с высокой антропогенной нагрузкой // Там же. — 2005. — Т. 41, № 4. — С. 70—81.
16. Петерсон Н.В., Курьяк Е.К., Франчук Е.К. Определение активности каталазы почв // Микробиол. журн. — 1984. — Т. 46, № 2. — С. 85—87.
17. Плескач Л.Я. Забруднення водойм дендропарку «Олександрія» та його вплив на стан рослинності // Інтродукція рослин. — 2004. — № 2. — С. 80—87.
18. Подругіна А.Б., Леконцева Т.І., Фриновська Т.В. Особливості розвитку зоопланктонних угруповань рибоводних ставків при їх різному навантаженні мінеральним азотом // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. — 2008. — Т. 3, № 37. — С. 124—129.
19. Потрохов А.С., Зиньковский О.Г., Киселева А.Д., Худияш Ю.Н. Особенности морфофизиологических показателей карпа при разном содержании

- минерального азота в прудах // Там же. — 2005. — Т. 3, № 26. — С. 359—361.
20. Родина А.Г. Методы водной микробиологии. Практ. руководство. — М.; Л.: Наука, 1965. — 363 с.
 21. Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. — Л.: Наука, 1985. — 295 с.
 22. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Лаб. руководство. — Л.: Наука, 1974. — 194 с.
 23. Садчиков А.П. Трансформация органического вещества бактериальным сообществом в водоемах разной трофности // Гидробиол. журн. — 2001. — Т. 37, № 3. — С. 87—92.
 24. Старосила Е.В. Деструкция органического вещества в воде прудов, загрязненных минеральным азотом // Там же. — 2008. — Т. 44, № 1. — С. 60—69.
 25. Старосила Е.В., Олейник Г.Н. Каталазная активность донных отложений загрязненных минеральным азотом прудов // Там же. — 2005. — Т. 41, № 5. — С. 53—63.
 26. Старосила Е.В., Олейник Г.Н., Крот Ю.Г. Структурные параметры бактериопланктона в прудах с высоким содержанием минерального азота // Там же. — 2007. — Т. 43, № 3. — С. 94—104.
 27. Старосила Е.В. Деструкція органічної речовини та активність каталази у донних відкладах як показники високого антропогенного навантаження водойм // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. Спец. вип.: «Оцінка екологічного стану водойм та адаптація гідробіонтів». — 2008. — Т. 3, № 37. — С. 143—147.
 28. Старосила Е.В. Метаболічно активні клітини в бактеріопланктоні ставів з високим вмістом мінерального азоту // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. — 2008. — Т. 2, № 36. — С. 27—37.
 29. Старосила Е.В., Олійник Г.М., Крот Ю.Г. Деструкція органічної речовини в рибоводних ставах з різним навантаженням мінеральним азотом // Там же. — 2006. — Т. 3—4, № 30. — С. 101—106.
 30. Тимофеева С.С., Беспалова В.З., Черемных Н.В. Использование окислительно-восстановительных ферментов в биоиндикации загрязнений // Тез. докл. 5-й Всесоюз. конф. по вод. токсикологии, Одесса, 18—22 апр. 1988 г. — М., 1988. — С. 76—77.
 31. Anderson I.C., Poth M., Homstead J., Burdige D. A comparison of NO and N₂O production by the autotrophic and nitrifier *Nitrisomonas europaea* and heterotrophic nitrifier *Alcaligenes faecalis* // Appl. Environ. Microbiol. — 1993. — Vol. 59. — P. 3525—3533.
 32. Berman T., Kaplan B., Chava S. et al. Metabolically active bacteria in Lake Kinneret // Aquatic Microbiol. Ecol. — 2001. — Vol. 23. — P. 213—224.
 33. Goreau T.J., Kaplan W.A., Wofsy S.C. et al. Production of NO₂⁻ and N₂O by nitrifying bacteria at reduced concentration of oxygen // Appl. Environ. Microbiol. — 1980. — Vol. 40. — P. 526—532.
 34. Hahn M.W., Höfle M.G. Grazing of protozoa, its effect on populations of aquatic bacteria // FEMS Microbiol. Ecol. — 2001. — Vol. 21. — P. 231—244.
 35. Hobbie J.E., Daley R.J., Jasper S. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy // Appl. Environ. Microbiol. — 1977. — Vol. 33, N 3. — P. 1225—1228.

36. Jürgens K., Jeppesen E. The impact of metazooplankton on the structure of the microbial food web in a shallow, hypertrophy lake // J. Plankton Res. — 2000. — Vol. 6. — P. 1047—1070.
37. Koton-Czarnecka M., Chrost R.J. Measurement of protozoan grazing on bacteria by means of (3H-thymidine)-labeled natural assemblages of lake bacteria // Polish J. Environ. Stud. — 2002. — Vol. 11. — P. 385—393.
38. Lampert W., Sommer U. Ekologia wód śródlądowych // Warszawa: PWN, 2001. — 416 s.
39. Methods in microbiology / Eds. J. H. Paul. — USA: Acad. press, 2001. — Vol. 30. — 657 p.
40. Muyzer G., De Waal E.C., Uitterlinden A.G. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA // Appl. Environ. Microbiol. — 1993. — Vol. 59. — P. 695—700.
41. Norland S. The relationship between biomass and volume of bacteria // Curr. Meth. Aquat. Microbiol. Ecol. — 1993. — P. 303—307.
42. Olejnik G., Świątecki A., Górniak D., Kacprzycka-Nowicka M. Struktura i funkcja bakteriobentosu w jeziorach o różnej trofii // Słupskie prace przyrodnicze. — 2001. — N 1. — S. 141—153.
43. Papen H., von Berg R., Hinkel I. et al. Heterotrophic nitrification by *Alcaligenes faecalis*: NO₂, NO₃, N₂O and NO production in exponentially growing cultures // Appl. Environ. Microbiol. — 1989. — Vol. 55. — P. 2068—2072.
44. Paul E.A., Clark F.E. Soil microbiology and biochemistry. — USA: Acad. press, 1996. — 250 p.
45. Remde A., Conrad R. Production of nitric oxide in *Nitrosomonas europaea* by reduction of nitrite // Arch. Microbiol. — 1990. — Vol. 154. — P. 187—191.
46. Słomczyńska B., Wojtkowska M. Ocena szkodliwości odcieków ze składowiska odpadów komunalnych Łubna na podstawie testów z mikroorganizmami // Słupskie prace przyrodnicze. — 2001. — N 1. — S. 163—174.
47. Starosyla Iev. Dynamics of bacterioplankton in water bodies contaminated with nitrogen // Limnological papers. — 2007. — Vol. 2. — P. 101—109.
48. Świątecki A. Microbial loop — dialectic of ideas and perspective of future studies // Acta Universitatis N. Copernici. Prace Limnologiczne XXIII. — 2003. — Zeszyt 100. — S. 3—9.
49. Świątecki A. Zastosowanie komputerowej analizy obrazu w badaniach bakteriologicznych wody // Zeszyty naukowe WSP w Olsztynie: Prace Biologiczne. — 1997. — N 2. — S. 105—112.
50. The lakes handbook «Limnology and limnetic ecology» / Eds. P. E. O'Sullivan, C.S. Reynolds. — USA: Blackwell Publishing, 2004. — Vol. 1. — P. 417—460.
51. Zart D., Bock E. High rate of aerobic nitrification and denitrification by *Nitrosomonas eutropha* grown in a fermentor with complete biomass retention in the presence of gaseous NO₂ or NO // Arch. Microbiol. — 1998. — Vol. 169. — P. 282—286.
52. Zweifel U.L., Hagström A. Total count of marine bacteria include a large fraction of non-nucleoid-containing bacteria (ghosts) // Appl. Environ. Microbiol. — 1995. — Vol. 65. — P. 2180—2185.