

---

## **7. Закономерности сукцессии бактериального сообщества и качество воды днепровских водохранилищ в условиях антропогенного воздействия**

### **7.1. Стадийность в сукцессии бактериопланктона**

**О**бобщение материалов по изучению многолетней динамики структурно-функциональных характеристик бактериопланктона днепровских водохранилищ от периода их становления по 1991 год показало, что в сукцессии бактериального сообщества закономерно проявляется определенная стадийность. Достоверность последней была обоснована с помощью метода проверки статистических гипотез.

Первая стадия (3—4 года) характеризуется бурным развитием бактериопланктона вследствие «эффекта затопления». Особенно резко реагируют на него гетеротрофные бактерии, минерализующие органические соединения азота и фосфора. Так, уже в первый год существования Кременчугского (1961 г.) и Каховского (1958 г.) водохранилищ численность белокразрушающих бактерий достигала соответственно 32,0 и 7,5 тыс. кл/мл. На отдельных участках Каховского водохранилища количество этих бактерий могло повышаться до 56 тыс. кл/мл на поверхности и 20 — у дна, чему способствовали высокие — 164 г/м<sup>2</sup> значения биомассы отмирающих синезеленых водорослей.

И даже в Киевском водохранилище (1966 г.), несмотря на подготовку его ложа (удаление древесной и кустарниковой растительности), численность гетеротрофных бактерий — деструкторов лабильных азотистых соединений составила в среднем по водоему 3,5 тыс. кл/мл, а на участках массового скопления зеленых нитчатых и синезеленых водорослей — 8,9—11,0 тысяч.

Содержание исследованных гетеротрофных бактерий в первые годы существования в Кременчугском и Киевском водохранилищах в 8,5 и 2,0 раза было выше, чем в реке до зарегулирования стока.

Период становления Киевского водохранилища (особенно на мелководных участках) характеризовался высокой активностью бактериальных процессов азотфиксации, мобилизации фосфора и деструкции клетчатки. В это время также было отмечено повышение количества бактерий-нитрификаторов до 2 тыс. кл/мл, что является показателем интенсивно протекающих процессов самоочищения.

Максимальное развитие всего бактериального населения исследованных днепровских водохранилищ обычно происходило на третий год после залития ложа. Так, в Кременчугском водохранилище численность и биомасса бактериопланктона в 1963 г. достигали  $10,4 \pm 2,1$  млн. кл/мл и  $9,1 \pm 1,7$  г/м<sup>3</sup>, в Киевском в 1966 г. —  $5,8 \pm 2,2$  млн. кл/мл и  $4,6 \pm 1,9$  г/м<sup>3</sup>. Бактериальные клетки в период становления водохранилища отличались крупными размерами: их средний объем, например, в Каховском водохранилище составлял  $1,22$  мкм<sup>3</sup>, что и определяло уровень биомассы.

Для периода становления днепровских водохранилищ — Кременчугского, Каховского и Киевского характерны низкие значения коэффициента сукцессии — соответственно 0,17, 0,60 и 1,80, которые либо не отличались от соответствующих значений до зарегулирования стока, либо были меньшими. Низкие значения коэффициента сукцессии в указанный период являются показателем преобладания в водохранилищах в это время лабильных органических веществ, а в бактериальной системе — популяций бактерий, быстрорастущих и активно потребляющих субстрат.

*Первая стадия* в развитии бактериального сообщества характеризуется высокими функциональными показателями: даже в наиболее северном, расположенном в Полесье Киевском водохранилище, ложе которого перед залитием специально обрабатывалось, зарегистрированы высокие значения темпов размножения

( $g = 24 \pm 5,2$  ч), а также суточной и удельной продукции ( $1,7 \pm 0,4$  млн. кл/мл и 0,4) бактериопланктона.

Первые годы существования днепровских водохранилищ отмечены высоким прессом фильтраторов на бактериопланктон, когда эффективность использования бактериальной массы следующим трофическим уровнем ( $G/P$ ) летом равнялась 1.

Продолжительность первой стадии в сукцессии бактериопланктона не одинакова и зависит от антропогенного воздействия. Например, в Киевском и Кременчугском водохранилищах она продолжалась 3—4 года и была обусловлена «эффектом затопления». В Каховском водохранилище первая стадия длилась около 6—7 лет вследствие фактора каскадности.

На 6-й год существования Каховского водохранилища структурные показатели бактериопланктона в 2,5—3 раза превосходили соответствующие значения даже в период залития ложа, что было обусловлено влиянием построенных выше Кременчугского и Днепродзержинского водохранилищ, которые в период своего становления характеризовались активизацией бактериальных процессов.

*Вторая стадия* наступает после периода становления днепровских водохранилищ и продолжается 10—15 лет и более, что определяется их физико-географическими особенностями, местом в каскаде, объемом, морфометрией, типом подстилающих грунтов, количеством и качеством воды притоков, характером хозяйственного использования их водных и биологических ресурсов.

Этот период в сукцессии бактериального сообщества характеризуется стабилизацией бактериальной системы и уменьшением в ней роли быстрорастущих, активно потребляющих субстрат клеток, о чем свидетельствуют возрастание значения коэффициента сукцессии: в Киевском водохранилище — в 3,3—2,5, Кременчугском — 30,5—25,3 и Каховском — в 11—5 раз соответственно к концу периода становления и началу 80-х годов. Значение этого показателя в днепровских водохранилищах в период второй стадии изменялось от 6,6 до 3,0, что свидетельствует о завершении «молодости» бактериальной системы и о ее вступлении в стадию «зрелости», а также об окончании минерализации органических веществ залитого ложа.

Стадия стабилизации в сукцессии бактериопланктона знаменуется уменьшением его структурно-функциональных характеристик — общего числа бактерий, физиологических групп, минера-

лизующих органические соединения азота и фосфора, а также скорости размножения, суточной и удельной продукции.

В период стабилизации бактериальной системы отмечено снижение пресса зоопланктона на бактерии, что выразалось в уменьшении значений абсолютного и удельного выедания бактериальных клеток фильтраторами. Так, в Киевском водохранилище показатель удельного выедания бактерий ( $G/X$ ) уменьшился в 70-е годы в 2 раза — до 0,20, в Кременчугском — в 2,8 раза — до 0,27.

*Третья стадия* в сукцессии бактериопланктона относится к первой половине 80-х годов и обусловлена усилением антропогенного воздействия на водохранилища. Сформировавшийся в течение ряда столетий прирусловой природный растительный контур в значительной мере защищал Днепр от попадания поверхностного стока с площади водосбора, эрозии берегов. Формирование аналогичного биоконтура по гигантскому периметру водохранилища — процесс очень сложный и длительный, поэтому влияние площади водосбора на внутриводоемные процессы водохранилищ интенсивно и многопланово.

На фоне увеличения (в 2—3 раза) в днепровских водохранилищах в первой половине 80-х годов содержания органического фосфора до 0,10—0,12 мг/л было отмечено возрастание значений функциональных характеристик бактерий и количества их физиологических групп, минерализующих лабильные органические соединения, до значений, зарегистрированных в период становления водохранилища (1 стадия). Так, в первой половине 80-х годов, продолжительность генерации бактериопланктона сократилась до  $20 \pm 4,8$  ч в Киевском и  $16 \pm 2,7$  ч в Кременчугском водохранилищах, его суточная и удельная продукция возросла соответственно до  $1,9 \pm 0,4$  и  $2,4 \pm 0,8$  млн. кл/мл и 0,9 и 1,4.

На фоне некоторой тенденции уменьшения общей численности бактериопланктона в первой половине 80-х годов вследствие усиления выедания бактерий зоопланктоном (значение удельного выедания —  $G/X$  возросло в этот период в 3,0—3,7 раза) во всех водохранилищах было зарегистрировано увеличение численности бактерий — деструкторов белковых соединений. Максимальные ее значения — 3,0—7,5 тыс. кл/мл в среднем по водоему, зарегистрированные летом, были соизмеримы с соответствующими показателями в первые годы существования водохранилищ либо превосходили их. При этом на участках Каховского водохранилища в районе промышленных городов — Энергодара и Никополя количество белокразрушаю-

щих бактерий даже в октябре могло составлять 2,0 и 5,0 тыс. кл/мл; ниже Запорожья оно возрастало до 11,5, а в мае до 14,2 тыс. кл/мл.

Об увеличении в первой половине 80-х годов в днепровских водохранилищах количества гетеротрофных бактерий, минерализующих лабильные органические соединения, свидетельствует и снижение коэффициента сукцессии до 0,6—0,7; в 1985 г. этот показатель в Кременчугском и Киевском водохранилищах уменьшился до 0,2.

*Четвертая стадия* сукцессии бактериопланктона днепровских водохранилищ относится ко второй половине 80-х годов и обусловлена действием радиоактивного и химического загрязнения в результате попадания радионуклидов Чернобыльской АЭС и поступления в водохранилища химических реагентов, используемых в дезактивационных мероприятиях, в частности ионогенных катионных синтетических поверхностно-активных веществ.

В наиболее изученном в этот период Киевском водохранилище было отмечено снижение темпов размножения и продукции бактериопланктона, в том числе и белокразрушающих бактерий. Так, величина продукции этих бактерий в условиях действия радиационного фактора уменьшилась от 360 (в первой половине 80-х годов) до 87 тыс. кл/мл, а значение этого показателя в общей продукции бактериопланктона — от 20 до 7 %.

Характерно, что общая численность бактерий в 1987—1988 гг. — 1,5—0,76 млн. кл/мл оказалась наименьшей за весь исследованный период (1965—1990 гг.). Однако это не было обусловлено увеличением на них пресса фильтраторов зоопланктона.

Расчет вероятной дозы поглощения бактериопланктоном при максимальных значениях удельной активности воды (кюри/л) показал устойчивость бактериального населения к действию радиационного фактора: ее величина оказалась в 2,5 млн. раза ниже ЛД<sub>50</sub>. (В силу высоких коэффициентов накопления радиоизотопов бактерии представляют опасность передачи искусственной радиоактивности по пищевой цепи.)

Снижение структурно-функциональных характеристик бактериопланктона в условиях действия радиационного фактора является результатом как опосредованного — через фитопланктон, так и прямого действия поверхностно-активных веществ (ПАВ) на бактерии.

ПАВ делят (Ставская, 1990) на ионогенные, диссоциирующие в воде на ионы и неионогенные (НПАВ), растворимость которых в воде обусловлена не диссоциацией, а образованием водо-

родных связей между молекулами воды и кислорода, входящими в оксиэтильные группы. К ионогенным ПАВ относятся анионогенные (АПАВ), катионогенные (КПАВ) и амфотерные (АмПАВ).

Сведения о влиянии ПАВ на природный фитопланктон в литературе ограничены.

Низкая устойчивость к линейному алкилбензолсульфонату обнаружена у возбудителя «красного прилива» *Gymnodinium breve*. При концентрации ПАВ 6,25 и 12,50 мкг/л клетки водоросли временно теряли подвижность и опускались в придонные слои воды, а при повышении его концентрации до 26 мкг/л они быстро отмирали (Nichcock, Martin, 1977). Отмечено снижение численности и выпадение из состава альгоценозов *Chrysochaete britanica*, *Chryso-sphaera gallica*, *Cocconeis placentula*, *Synedra ulna* в каналах Нидерландов, загрязненных моющими средствами (Klarwyk, 1980).

Показано, что при внесении в пруд неионогенных детергентов в концентрации более 60 мг/л численность водорослей снижалась, а при 100 мг/л через несколько суток зарегистрирован полный лизис клеток (Azov, Shelef, Narkis, 1982). НПАВ, применяемые при нефтедобыче, снижают численность одноклеточных планктонных водорослей и угнетают их фотосинтез (Касаткина, Кошелева, Мигаловская, 1986). КПАВ этоний в концентрации 0,067 мг/л вызывает обесцвечивание, а затем и полную деградацию водорослей *Chlorella vulgaris* и *Monochrysis lutheri* (Остроумов, Максимов, 1988).

Наибольшую устойчивость к действию ПАВ в составе природного фитопланктона проявляли протококковые водоросли (Брагинский, Бескаравайная, Буртная, 1983; Борисова, Ратушная, Ставская, 1987).

Сравнительные исследования действия ПАВ различных классов на представителей зеленых, синезеленых и диатомовых водорослей показали, что его эффект зависит от типа ПАВ, таксономической принадлежности водорослей и окружающих условий (Lewis, 1986; Lewis, Hamm, 1986; Nyberg, 1988; Сиренко, Паршикова, 1988). Т.В.Паршикова (1990) отмечает, что катионактивные, анионактивные и неионогенные поверхностно-активные вещества оказывают существенное влияние на рост и размножение фитопланктона, динамику содержания хлорофилла *a* и фотосинтетическую активность клеток. Эффект воздействия усиливается по мере повышения концентрации ПАВ от 1,0 до 10,0 мг/л и увеличения продолжительности контакта с ними водорослей. При этом наиболее негативно на функциональную активность водорослей влияют КПАВ.

Так, уже в течение 15—30 мин их контакта с клетками снижается фотосинтетическая активность водорослей, а через 4 ч при концентрации КПАВ 3—10 мг/л происходит необратимое подавление фотосинтеза. На более выраженное ингибирующее действие на водоросли КПАВ по сравнению с АПАВ и НПАВ указывает и С.С.Ставская (1990).

Анализ специальной литературы по влиянию ПАВ на фитопланктон показал, что даже кратковременное загрязнение водоемов КПАВ оказывает существенное негативное действие на первичное образование органического вещества водорослей.

Исследования чувствительности фитопланктона к СПАВ показали, что в период действия радиационного фактора она несомненно способствовала снижению в 2,5—4,0 раза (до 8,9—29,1 мг/л) концентрации хлорофилла *a* по сравнению с величиной этого показателя в 1981—1985 гг. (Сиренко, Курейшевич, 1992). Уменьшение биомассы фитопланктона, который является трофической базой для развития бактерий, повлияло на снижение их структурно-функциональных характеристик.

Бактерии являются более устойчивыми к действию ПАВ по сравнению с водорослями и беспозвоночными (Ирха, Арийман, 1979; Калениченко, Старобинец, Бирюкова, 1986). При этом у многих ПАВ установлена антимикробная активность (El-Lanfeily, Nawar, 1980; Martinez et al., 1980).

Антибактериальное действие ПАВ зависит прежде всего от типа соединения. Наиболее высокое бактерицидное действие проявляют катионные вещества, неионогенные — слабое, анионоактивные — занимают промежуточное положение (Ставская, 1981).

Анионные ПАВ влияют главным образом на грамположительные бактерии (Kaminski, 1963; Taler, Wiley, 1962). Активность анионных веществ усиливается при снижении pH среды (Flett, 1945). Показано (Bolle, 1957), что лаурилсульфат натрия в концентрации 2 % действует литически на кишечную палочку.

На чувствительность грамположительных бактерий к додецилсульфату натрия, используемому в качестве модельного АПАВ, указывает С.С.Ставская (1981). По данным автора, это соединение подавляет размножение кокковых и спорообразующих бактерий в концентрации 0,1—3,1 мг/мл. Наибольшую активность додецилсульфат натрия проявляет в отношении *Bacillus subtilis* 33, *Micrococcus roseus*, *Sarcina flava* и *S. lutea*, оказывая бактериостатическое действие в концентрации 0,1 мг/мл. Следует отметить также

значительную активность препарата в отношении грамотрицательных бактерий (Ставская, 1981). Характерно, что свежевыделенные культуры бактерий отличались большей устойчивостью к изучаемому представителю АПАВ.

Изучению антимикробных свойств катионных ПАВ посвящены многочисленные исследования (Шварц, Парри, Берг, 1960). Установлено, что бактерицидная активность катионных веществ растет с повышением рН среды. При рН 10 четвертичные аммониевые соединения действуют в пять раз сильнее, чем при рН 3 (Mueller, Seeley, 1951). Высокие бактерицидные свойства четвертичных аммониевых оснований позволили рекомендовать их в качестве дезинфицирующего вещества вместо хлора для обработки воды, загрязненной кишечными бактериями (Wang, Pek, 1975).

Усилия многих исследователей были направлены на изучение механизма антимикробного действия ПАВ. В частности, с помощью электронно-микроскопических снимков целых клеток и ультратонких срезов установлена адсорбция ПАВ на поверхности клеток. Первоначально обратимая адсорбция со временем становится необратимой (Тукмачев, Заславский, Рогожик, 1977). В дальнейшем происходит активный транспорт ПАВ через цитоплазматическую мембрану (ЦПМ) с участием расположенных в ней ферментов. Как полагает В.А. Тукмачев и др. (1979), клетки гибнут в результате образования комплексов белок — ПАВ. Кроме того, ПАВ могут образовывать комплексы с липидами и липопротеидами (Okuda, Takada, 1963). Связываясь с комплексами ЦПМ, ПАВ нарушают ее нормальное функционирование, в том числе полупроницаемость (Могилевич, Ставская, 1972). Показано, что под влиянием этих веществ из клеток в окружающую среду выделяются низкомолекулярные метаболиты (Salton, 1951).

Приведенные литературные данные о бактериостатическом и бактерицидном действии анионных и катионных ПАВ позволяют считать, что эти вещества, широко использовавшиеся для дезактивации в период аварии на ЧАЭС, явились одним из определяющих факторов снижения структурно-функциональных характеристик бактерий, зарегистрированного нами в Киевском водохранилище. Концентрация катионных ПАВ (0,11 мг/л) в нем даже в 1990 г. на порядок превышала предельно допустимые концентрации для воды рыбохозяйственных водоемов (Калениченко, 1993).

Установленные закономерности функционирования бактериопланктона и факторы, определяющие их, позволяют делать прогнозы ответных реакций бактерий для различных ситуаций.

Результаты проведенных нами исследований были использованы при составлении прогноза неблагоприятной санитарно-биологической ситуации Нижнеднепровского водохранилища, создание которого предполагалось в результате перекрытия Днепровско-Бугского лимана морезаградительной плотиной. Незначительная проточность этого пресного водоема, высокое загрязнение его водотока — Каховского водохранилища бытовыми и промышленными водами, поступление сточных вод непосредственно в Днепровско-Бугский лиман, его «цветение» при соответствующих климатических условиях этого региона привели бы к нарушению баланса между процессами продуцирования и деструкции органического вещества. При медленном и неполном распаде остатков высшей водной растительности и фитопланктона с образованием трудноокисляемых продуктов типа лигнина и гумуса усилилось бы заиление донных отложений водоема, которые являются источником вторичного загрязнения. Высокое содержание органического вещества и низкая проточность создают благоприятные условия для выживания возбудителей кишечных инфекционных заболеваний.

Соответствующий прогноз санитарно-бактериологической ситуации Днепровско-Бугского лимана в случае его перекрытия морезаградительной плотиной был использован Укргидроводхозом Минводхоза УССР при подготовке ТЭО «Возможные изменения экосистемы Днепро-Бугского лимана в связи с сокращением стока Днепра» (Киев, 1979).

Многолетние (1961—1990 гг.) материалы по структурно-функциональным характеристикам бактериопланктона Кременчугского водохранилища были положены нами в основу прогноза микробиологического режима этого водохранилища в связи с решением вопроса о его реконструкции (I и II варианты) в «Экологической оценке мероприятий по увеличению полезной отдачи Кременчугского и Каховского водохранилищ» по заданию Укрводпроекта (Киев, 1991). Предложенные варианты увеличения водоотдачи днепровского каскада предполагали при неизменности максимального уровня водохранилища — 81 м увеличить его осенне-зимнюю (ноябрь — март) сработку в I и II вариантах на 2,5 и 5,0 м. Тогда общая сработка уровня составит соответственно 4,5 и 7,0 м. Такое решение приводит к существенному увеличению в течение 6—7 мес

осушенных площадей. При этом возрастает количество поступающих при наполнении водохранилища биогенных веществ за счет разложения растительных и животных остатков, оказавшихся выше уреза воды. Во время наполнения водохранилища до НПУ в апреле — июне при возросшей до 4,5 и 7,0 м его сработке скорость повышения уровня увеличивается, а его водообмен по расходу уменьшится в 1,5 и 5,0 раза (I и II варианты) по сравнению с соответствующей величиной до реконструкции. Значительно уменьшится в этот период и проточность. В условиях снижения водообмена и проточности водохранилища и существенного повышения в нем количества биогенных веществ (азота и фосфора) на мелководьях при их хорошей прогреваемости и повышенной прозрачности могут возникнуть предпосылки для развития «цветения», что изменит здесь характер трофогенеза. При концентрации фитопланктона свыше  $100 \text{ г/м}^3$  резко нарушается его фотосинтез. При этом происходит массовое отмирание и бактериальное разложение водорослей, сопровождающееся поглощением кислорода и выделением продуктов распада, в том числе токсических (фенолы, цианиды и др.), что приводит к летним заморам рыб и других представителей полезной фауны. Резкое повышение при разложении синезеленых содержания органических веществ обуславливает увеличение в 40—100 раз числа бактерий (в том числе и патогенных) по сравнению с их количеством на незагрязненных участках, что отрицательно сказывается на качестве воды.

При реализации предложенных вариантов реконструкции Кременчугского водохранилища, особенно второго, бактериальное сообщество вернется к I стадии, когда определяющим экологическим фактором для жизнедеятельности бактерий был «эффект залитого ложа», а качество воды соответствовало категории «грязная» — «особо грязная».

Поскольку при обоих вариантах реконструкции Кременчугского водохранилища, предусматривающей увеличение сработки его уровня, расположенное ниже Каховское водохранилище в маловодные годы до НПУ не наполняется, видимо, целесообразно, рассматривая вопрос о повышении водоотдачи днепровских водохранилищ, сосредоточить внимание на самом нижнем в каскаде — Каховском с учетом его санитарных попусков в нижний Днепр. Это водохранилище является более глубоким (средняя глубина — 8 м), а мелководные акватории в нем не превышают 6 % его площади. Специальной проработки требует вопрос трансформации и миг-

рации радионуклидов на осушаемых площадях сработки водохранилищ, поскольку их донные отложения являются местом накопления радионуклидов.

Таким образом, изучение многолетней динамики бактериопланктона днепровских водохранилищ показало, что его структурно-функциональные характеристики не являются неизменными, а определяются воздействием факторов, которые способны как стимулировать, так и подавлять бактериальные процессы. Так, «эффект затопления», фактор каскадности и увеличение концентрации в водохранилищах органических и биогенных веществ, что регистрировалось в первой половине 80-х годов, стимулируют функциональную активность бактерий и, как результат, способствуют повышению их структурных показателей. Токсическое загрязнение, актуальность которого возросла после аварии на ЧАЭС, наоборот, обусловило снижение структурно-функциональных характеристик бактериопланктона.

Анализ закономерностей функционирования бактериопланктона с учетом факторов, определяющих эти закономерности, позволяет делать прогнозы ответных реакций бактериального звена биоты для различных ситуаций.

## **7.2. Многолетние микробиологические показатели качества воды днепровских водохранилищ**

Биологическая трансформация вещества и энергии в водоемах, важнейшим звеном которой является бактериальное, лежит в основе процессов самоочищения и формирования качества воды. Качество воды (ее состав и свойства) характеризует ее как среду обитания гидробионтов и как ресурс для различных видов водопотребления и водопользования.

В задачи наших исследований входило оценить по многолетним микробиологическим показателям качество воды днепровских водохранилищ как среды обитания гидробионтов.

Формирование качества воды днепровских водохранилищ является результирующей большого количества факторов и процессов, основные из которых: залитое ложе (первые годы), донные отложения, поверхностный сток с водосборной площади (особенно

с сельхозугодий), а также сброс промышленных и хозяйственно-бытовых стоков.

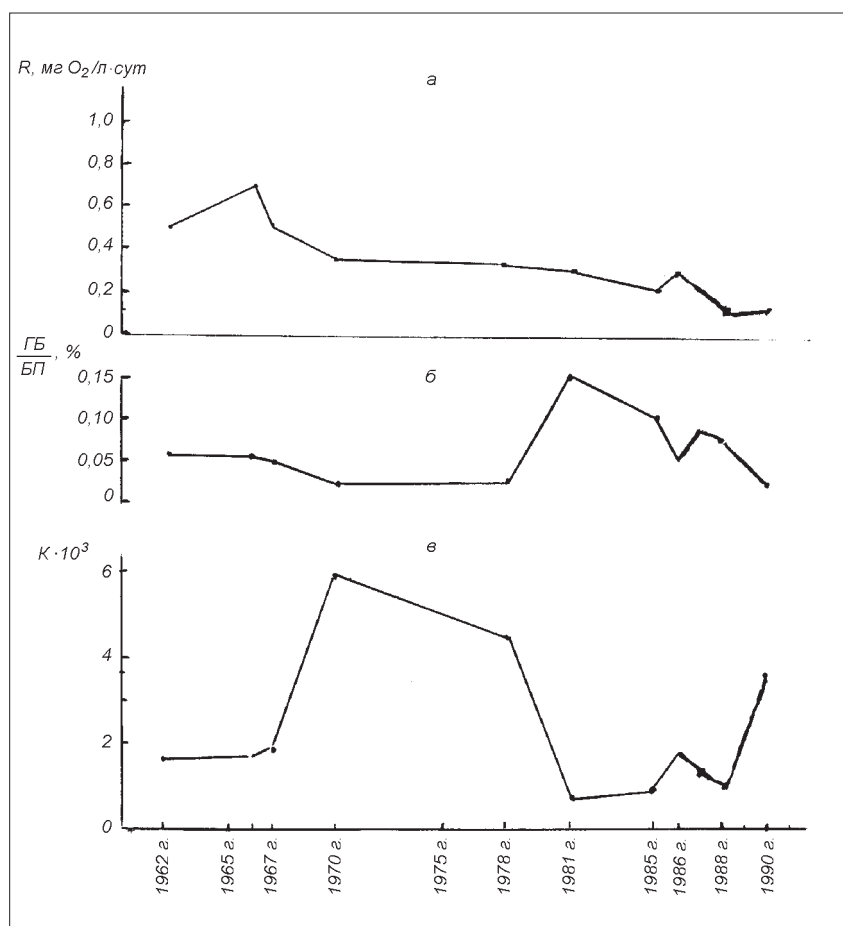
Учитывая значимость микробиологических показателей в оценке качества воды, полученный массив данных использовали для определения динамики степени сапробности водохранилищ в пространстве и во времени.

Степень сапробности определяли по индексу Романенко (1971) В соответствии с этим показателем различают четыре степени градации воды — «особо чистая», «чистая», «грязная», «особо грязная», которым соответствуют значения 0,003, 0,03, 0,3, 3,0 и более.

Параллельно с индексом Романенко сапробность исследованных водохранилищ оценивали в соответствии с эколого-санитарной классификацией качества поверхностных вод суши (Жукинский, Оксийук, Олейник, Кошелева, 1981; Оксийук, Жукинский, Брагинский и др., 1993), позволяющей более конкретно в зависимости от количественных значений исследованных микробиологических показателей дифференцировать степень загрязнения того или иного участка. Согласно данной классификации являющейся дробной, в соответствующих зонах сапробности различают классы и разряды.

Исследования показали, что в Киевском водохранилище бактериальная деструкция органического вещества, определенная по потреблению кислорода сообществом бактерий, изменялась в летний период 1966—1990 годов от 0,12 до 0,70 мг  $O_2$ /л·сут. При этом самые высокие значения этого показателя — 0,50—0,70 мг  $O_2$ /л·сут были зарегистрированы в период становления водохранилища (1966—1967 гг.), чему, несомненно, способствовало обилие лабильного органического вещества залитого ложа. В дальнейшем на протяжении 1970—1986 гг. уровень бактериальной деструкции остается постоянным. С 1986 г. он уменьшается и в 1988—1990 гг. не превышает 0,13 мг  $O_2$ /л·сут (рис. 24).

Многолетние значения индекса Романенко изменялись в Киевском водохранилище в пределах 0,02—0,15 (летние показатели) и характеризовали качество воды в различные периоды существования водоема не одинаково (см. рис. 24). В период становления водохранилища (1966—1967 гг.) качество воды по загрязнению лабильным органическим веществом в соответствии со значением индекса 0,06 характеризовалось как «загрязненная», в 70-е годы — «чистая» (его величина не превышала 0,02). В первой половине 80-х годов оно приближалось к категории «грязная», о чем свидетельствует повышение индекса Романенко до 0,11—0,15, а в период действия ра-



24. Многолетние (1962—1990 г.) показатели качества воды Киевского водохранилища (летний период): а — суточная бактериальная деструкция; б — коэффициент Романенко; в — коэффициент сукцессии (K).

диационного фактора (1986—1989 г.) вода Киевского водохранилища, учитывая некоторое уменьшение значения индекса — в среднем до 0,07, оценивалась как «загрязненная».

В 1990 г. величина данного показателя составила 0,03, т.е. наблюдалось улучшение качества воды до категории «чистая».

В соответствии с эколого-санитарной классификацией качества поверхностных вод суши (Жукинский, Оксюк, Олейник, Кошелева, 1981), вода Киевского водохранилища в летний период на второй год его существования (1966 г.) по микробиологическим показателям (табл. 90) относилась к  $\alpha$ -мезосапробной зоне, классу 4 «загрязненная», разряду 4а «умеренно загрязненная». С 1967 г. качество воды улучшалось до  $\beta$ -мезосапробной зоны, класса 3 «удовлетворительной чистоты», разряда 3б «слабо загрязненная», в дальнейшем (1970 г.) до разряда 3а «достаточно чистая» и продолжало оставаться таким по 1987 г. включительно.

С 1988 г. по 1990 г. включительно вода Киевского водохранилища характеризовалась как олигосапробная зона, класс 2 «чистая», разряд 2б «вполне чистая».

Сравнение качества воды Киевского водохранилища в 1966—1990 гг. с соответствующими микробиологическими индикаторами на незарегулированном участке верхнего Днепра от истока до г. Лоева в 1962—1989 гг. показало, что фактор зарегулирования как таковой, видимо, не ухудшил степени сапробности реки. В 1962, 1969, 1985 гг., которым предшествовали маловодные годы, качество воды на указанном участке оценивалось по разряду 4б «сильно загрязненная», чего не наблюдалось в водохранилище даже в период его становления в условиях активной минерализации органического вещества залитого ложа.

В Кременчугском водохранилище бактериальная деструкция органического вещества, определяемая по потреблению кислорода бактериопланктоном, изменялась в 1961—1990 гг. в широких пределах — 0,20—2,18 мг  $O_2$ /л·сут. При этом, как и в Киевском водохранилище, самые высокие ее значения — 1,13—2,18 мг  $O_2$ /л·сут были отмечены в период становления Кременчугского водохранилища в условиях интенсивной минерализации органического вещества залитого ложа (рис. 25). Относительно высоким — 0,78—0,60 мг  $O_2$ /л·сут было потребление кислорода бактериями и в период интенсивного «цветения» Кременчугского водохранилища синезелеными водорослями (1968—1973 гг.). В дальнейшем (1973—1990 гг.) этот показатель снижался и не превышал 0,20—0,48 мг  $O_2$ /л·сут.

Как и в Киевском водохранилище, степень сапробности (по индексу Романенко) Кременчугского водохранилища на разных эта-

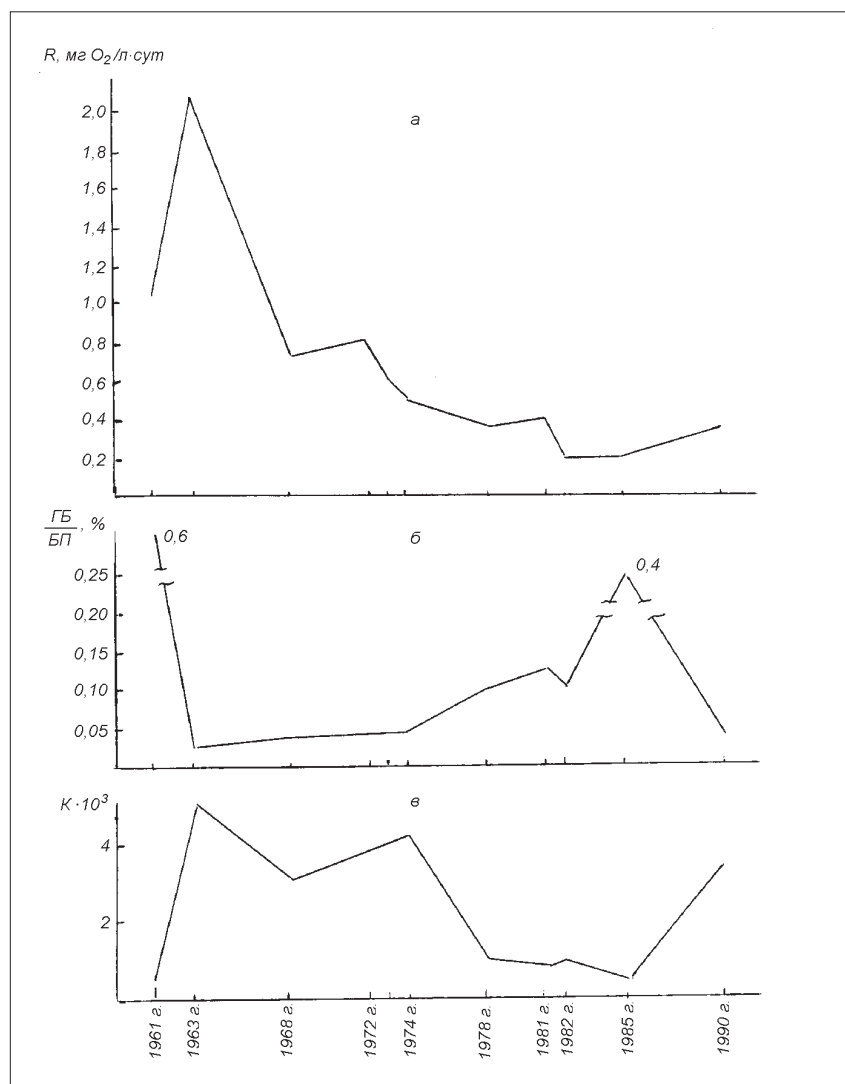
90. Оценка степени сапробности Днепра в условиях незарегулированного и регулируемого стока

Годы	Водность года	Зоны	Классы	Ряды
1962	Многоводный	α-мезосапробная	Верхний Днепр от истока до г. Лоева	4б «сильно загрязненная»
1969	Средний	—"	4 «загрязненная»	То же
1984	Очень маловодный	β-мезосапробная	3 «удовлетворительной чистоты»	3а «достаточно чистая»
1985	Средний	α-мезосапробная	4 «загрязненная»	4б «сильно загрязненная»
1989	—"	β-мезосапробная	3 «удовлетворительной чистоты»	3б «слабо загрязненная»
1962	Многоводный	β-мезосапробная	Верхний Днепр от устья Припяти до г. Киева	3б «слабо загрязненная»
1966	Многоводный	α-мезосапробная	3 «удовлетворительной чистоты»	
1967	Средний	β-мезосапробная	Киевское водохранилище	
1970	Очень многоводный	—"	4 «загрязненная»	4а «умеренно загрязненная»
1978	Многоводный	—"	3 «удовлетворительной чистоты»	3б «слабо загрязненная»
1981	—"	—"	То же	3а «достаточно чистая»
1985	Средний	—"	То же	То же
1986	Маловодный	—"	То же	—"
1987	Средний	—"	То же	—"
1988	—"	α-олигосапробная	2 «чистая»	2б «вполне чистая»
1990	Ниже среднего	—"	То же	То же

7. Закономерности сукцессии бактериального сообщества и качество воды...

Продолжение табл. 90

Годы	Водность года	Зоны	Классы	Разряды
<u>Кременчугское водохранилище</u>				
1960	Маловодный	α-мезосапробная	4 «загрязненная»	4б «сильно загрязненная»
1961	"	"	То же	То же
1963	Средний	"	"	4а «умеренно загрязненная»
1968	"	β-мезосапробная	3 «удовлетворительной чистоты»	3б «слабо загрязненная»
1972	Маловодный	"	То же	То же
1973	"	"	"	"
1974	Средний	"	"	3а «достаточно чистая»
1978	Многоводный	"	"	То же
1981	"	"	"	"
1982	"	"	"	"
1985	Средний	α-мезосапробная	4 «загрязненная»	4а «умеренно загрязненная»
1990	"	α-олигосапробная	2 «чистая»	2б «вполне чистая»
<u>Каховское водохранилище</u>				
1959		α-мезосапробная	4 «загрязненная»	4а «умеренно загрязненная»
1963	Средний	"	То же	То же
1968	"	β-мезосапробная	3 «удовлетворительной чистоты»	3а «достаточно чистая»
1978	Многоводный	"	То же	То же
1981	"	"	"	3б «слабо загрязненная»
1985	Средний	α-мезосапробная	4 «загрязненная»	4а «умеренно загрязненная»
1990	Ниже среднего	β-мезосапробная	3 «удовлетворительной чистоты»	3а «достаточно чистая»
1991	Средний	"	То же	То же



25. Многолетние (1961—1990 гг.) микробиологические показатели качества воды Кременчугского водохранилища (летний период): а — суточная бактериальная деструкция; б — коэффициент Романенко; в — коэффициент сукцессии ( $K$ ).

пах его существования была не одинаковой, что соответствовало различным стадиям в развитии бактериального сообщества.

Максимальное (0,6) значение индекса Романенко отмечено в период залития ложа, когда вода Кременчугского водохранилища по загрязнению лабильным органическим веществом характеризовалась как «грязная» с тенденцией перехода в «особо грязную» (I стадия в сукцессии бактериопланктона).

Во второй половине 60-х — конце 70-х годов (II стадия) вода Кременчугского водохранилища в соответствии с изменениями индекса от 0,02 до 0,03 относилась к категории «чистая».

В конце 70-х — первой половине 80-х годов (III стадия) при усилении антропогенного пресса на водохранилище его вода характеризовалась как «загрязненная»: индекс Романенко в этот период равнялся в среднем 0,18. К 1985 г. его величина достигла 0,40, что дает основание отнести воду Кременчугского водохранилища к категории «грязная».

Во второй половине 80-х годов отмечено снижение индекса сапробности до 0,03 (1990 г.), что свидетельствует об улучшении качества воды до категории «чистая».

Как и в Киевском водохранилище, загрязнение лабильным органическим веществом Кременчугского водохранилища, в соответствии с эколого-санитарной классификацией качества поверхностных вод суши, было максимальным в первые годы его существования: в 1961—1962 гг. качество воды характеризовалось как  $\alpha$ -мезосапробная зона, класс 4 «загрязненная», разряд 4б «сильно загрязненная», улучшаясь до разряда 4а «умеренно загрязненная» лишь к третьему году (1963 г.) существования водохранилища.

Со второй половины 60-х годов до середины 80-х вода Кременчугского водохранилища относилась к  $\beta$ -мезосапробной зоне, классу 3 «удовлетворительной чистоты», разрядам 3б—3а «слабо загрязненная» — «достаточно чистая». В 1985 г. было зарегистрировано ухудшение качества воды до  $\alpha$ -мезосапробной зоны. В 1990 г. микробиологические индикаторы позволили отнести воду Кременчугского водохранилища к  $\alpha$ -олигосапробной зоне, классу 2 «чистая», разряду 2б «вполне чистая».

Изменение степени сапробности (по индексу Романенко) в Каховском водохранилище на различных этапах его существования было сходным с динамикой этого показателя в Киевском и Кременчугском водохранилищах. Значения индекса в период исследований (1959—1991 гг.) колебались в пределах 0,02—0,62 (рис. 26). При

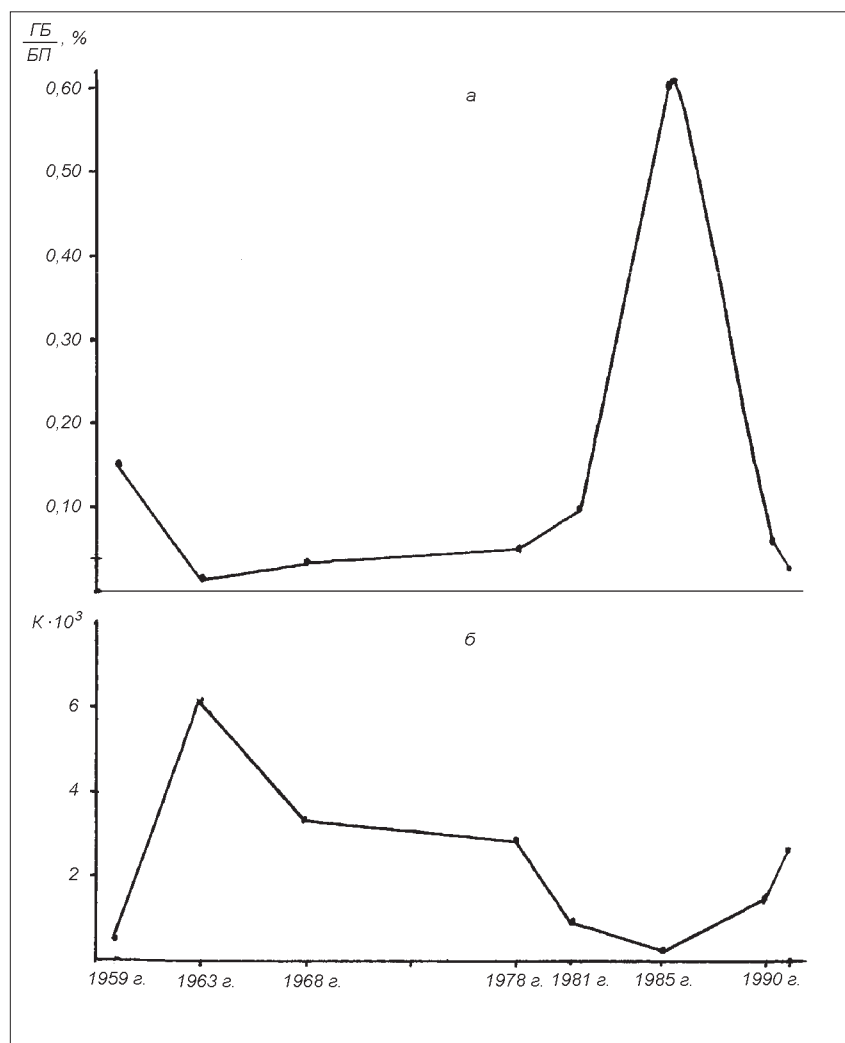
этом в первый год существования водохранилища (1958—1959 гг.) его вода относилась к категории «загрязненная» что подтверждается значением индекса Романенко 0,15 (I стадия). В 1963 г. эта величина упала до 0,02 и продолжала оставаться достаточно низкой (0,05) до конца 70-х годов, характеризуя воду водохранилища по загрязнению лабильным органическим веществом как «чистую» (II стадия). В первой половине 80-х годов было отмечено повышение этого показателя: в 1981 г. — до 0,10, а в 1985 г. — до 0,60, т.е. вода Каховского водохранилища к середине 80-х годов оценивалась как «грязная» с тенденцией перехода в «особо грязную» (III стадия). Вторая половина 80-х годов знаменуется улучшением качества воды, о чем свидетельствует уменьшение в десять раз индекса сапробности, значение которого к 1990 г. не превышало 0,06.

В соответствии с экологи-санитарной классификацией качества поверхностных вод суши качество воды Каховского водохранилища в первый год его существования характеризовалось как  $\alpha$ -мезосапробная зона, класс 4 «загрязненная», разряд 4а «умеренно загрязненная» и продолжало оставаться таким до 1963 г. Во второй половине 60-х — начале 80-х годов качество воды улучшалось до  $\beta$ -мезосапробной зоны, класса 3 «удовлетворительной чистоты», разряда 3а «достаточно чистая». К середине 80-х годов загрязнение Каховского водохранилища лабильным органическим веществом усилилось, и его вода к 1985 г. оценивалась как  $\alpha$ -мезосапробная зона, класс 4 «загрязненная», разряд 4а «умеренно загрязненная».

В 1990 г. качество воды в Каховском водохранилище улучшилось до разряда 3а «достаточно чистая» и оставалось таким и в 1991 г. (см. табл. 90).

Установлено, что в первой половине 80-х годов (1981—1985 гг.) определяющую роль в формировании качества воды днепровских водохранилищ играли внутриводоемные процессы, направленность и интенсивность которых, в свою очередь, определялись степенью антропогенного воздействия на водоем.

При этом в отдельные годы качество воды на некоторых участках водохранилища могло ухудшаться вследствие их самозагрязнения при «цветении» воды. Так, например, летом 1985 года в нижней части Кременчугского водохранилища (от Сульского залива до плотины) численность исследованных гетеротрофных бактерий достигала 10—34 тыс. кл/мл, а значение коли-индекса — 200 тыс. кл/л, что характеризовало качество воды в этом регионе как  $\beta$ -полисапробная зона, класс «грязная», разряд «весьма грязная».



26. Многолетние (1959—1990 гг.) показатели качества воды Каховского водохранилища: а — индекс Романенко; б — коэффициент сукцессии (K).

Соответствующая категория качества воды (разряд «весьма грязная») была зарегистрирована летом 1985 года и в Каховском водохранилище, где среднее количество бактерий — деструкторов белковых соединений составляло 12 тыс. кл/мл по всей водной толще, достигая в отдельных случаях 40,5 тысячи.

Независимо от сезона года вблизи населенных пунктов существенно возрастает загрязнение водоема лабильными азотистыми соединениями в результате хозяйственной деятельности человека. Так, в Киевском водохранилище в течение вегетационного периода 1981 и 1985 годов было отмечено повышение численности бактерий — индикаторов загрязнения водоема лабильными органическими соединениями на следующих участках: в днепровском отроге — у с. Комарин и с. Теремцы, в Припятском — у г. Чернобыля, в Тетеревском заливе — близ населенных пунктов, а также в нижней части у с. Лютеж (правобережье) и с. Лебедевка (на левом берегу). Содержание белокразрушающих бактерий составляло здесь в различные сезоны 3,5—17,0 тыс. кл/мл, что позволяет характеризовать качество воды по этому показателю как  $\alpha$ -мезосапробная зона с тенденцией перехода в  $\beta$ -полисапробную зону. В Киевском водохранилище у г. Славутича, у с. Лютеж и на некоторых других участках вблизи населенных пунктов в летний период отмечено ухудшение качества воды в условиях действия радиационного фактора (1986—1988 гг.).

Качество воды, соответствующее  $\beta$ -полисапробной зоне, регистрировалось также весной и осенью 1981 года в верхней русловой части Каховского водохранилища (от г. Запорожья до с. Беленькое) вследствие поступления сточных вод промышленных городов Энергодара, Никополя и Запорожья.

Мелководья днепровских водохранилищ в силу пограничного положения между двумя средами жизни — наземной и водной принимают основные загрязнения с суши и на современном этапе оказывают преимущественно положительное влияние на процессы формирования качества воды днепровского каскада. Это объясняется биотическим разнообразием структур литорали, первичными единицами которых являются фитофильные биоценозы. Последние играют существенную роль в процессах самоочищения воды, выражающегося в фильтрации, осаждении и накоплении растительностью и беспозвоночными биогенных и токсических веществ. Как мощный средообразующий фактор, макрофиты в зависимости от степени зарастания мелководий, видового состава и густоты за-

рослей могут как ускорять, так и замедлять бактериальные процессы минерализации различных органических компонентов, загрязняющих водоем.

Наиболее неблагоприятная санитарно-биологическая ситуация складывается в фитоценозе рогоза, занимающего по площади и продукции одно из ведущих мест в днепровских водохранилищах (Зимбалевская, Дехтяр, Легейда, 1984). Микробиологический режим мелководий, занимающих в Киевском водохранилище до 40 % акватории, определяется высокими весенними паводками, стабильностью уровня режима водохранилища, а также равномерным распределением высшей водной растительности. Особенностью микробиологического режима литоральных участков являются весенний пик в развитии бактериопланктона и его равномерное распределение на участках различного генезиса (Хороших, 1985).

Многолетние исследования (1965—1985 гг.) показали ухудшение качества воды мелководных участков Киевского водохранилища до «загрязненной» в многоводные годы и улучшение до «чистой» в маловодные и средние по водному обеспечению годы: соответствующие значения индекса Романенко — 0,11—0,13 и 0,01—0,05 (данные Л.А. Хороших; Михайленко, Потапова, Ленчина, Хороших, 1993).

В отличие от Киевского, на мелководьях внутрикаскадного Кременчугского водохранилища, занимающих 18 % по площади, качество воды в многоводные годы (1981 г.) вследствие усиления разбавления улучшалось до «чистой» (олигосапробная зона). При этом отмечено повышение степени сапробности литоральных участков Кременчугского водохранилища в год, следующий за маловодным, что обусловлено вовлечением в биологический круговорот остатков воздушно-водных растений, оказавшихся выше уреза воды при уменьшении объема водных масс.

Таким образом, микробиологические показатели качества воды исследованных днепровских водохранилищ на различных этапах их существования были не одинаковы и определялись как природными факторами, так и характером антропогенного воздействия. Бактериальная деструкция, лежащая в основе самоочистительной способности водоемов, за период исследований Киевского

(1966—1990 гг.) и Кременчугского (1961—1990 гг.) водохранилищ изменялась в пределах соответственно 0,12—0,70 и 0,20—2,18 мг  $O_2$ /л·сут. При этом максимальные ее значения были отмечены в период становления водохранилищ в условиях интенсивной минерализации органического вещества залитого ложа. Относительно высоким — 0,8—0,6 мг  $O_2$ /л·сут было потребление кислорода бактериями и во время интенсивного «цветения» Кременчугского водохранилища синезелеными водорослями (1968—1973 гг.).

Загрязнение исследованных днепровских водохранилищ лабильным органическим веществом, косвенным показателем которого является индекс сапробности (индекс Романенко), изменялось в соответствии с различными стадиями функционирования бактериального сообщества. Значения индекса сапробности в период исследований колебались в Киевском водохранилище в пределах 0,02—0,15; в Кременчугском и Каховском — 0,02—0,60. Наибольшие показатели были зарегистрированы в период становления водохранилищ — 0,60 и 0,15 соответственно в Кременчугском и Каховском водохранилищах, а также в условиях усиления влияния хозяйственной деятельности (1981—1985 гг.) 0,15, 0,40 и 0,60 соответственно в Киевском, Кременчугском и Каховском водохранилищах.

Как было отмечено ранее, в первой половине 80-х годов в днепровских водохранилищах в 2—3 раза возросло содержание органического фосфора — до 0,10—0,12 мг/л. Являясь важным биогенным элементом бактерий, фосфор способствует также стимуляции их жизнедеятельности опосредованно через фитопланктон. Установлена тесная прямая зависимость содержания хлорофилла *a* в фитопланктоне и интенсивности его фотосинтеза от концентрации фосфора в воде (Трифенова, 1994).

Характерно, что в Киевском водохранилище в период его становления значение индекса сапробности (0,05) было существенно ниже, чем в Кременчугском и Каховском водохранилищах, чему, несомненно, способствовало удаление древесной и кустарниковой растительности будущего ложа водохранилища.

В период, когда значения индекса сапробности в исследованных днепровских водохранилищах были максимальными, зарегистрирована наименьшая величина коэффициента сукцессии, что сви-

детельствует об усилении роли в бактериальной системе быстрорастущих, активно потребляющих субстрат бактериальных популяций.

Вторая половина 80-х годов в эволюции днепровских водохранилищ связана с действием радиоактивного и химического загрязнения вследствие попадания радионуклидов Чернобыльской АЭС, а также поступления химических реагентов, используемых в дезактивационных мероприятиях, в частности, поверхностно-активных веществ. В этот период в днепровских водохранилищах отмечено некоторое снижение лабильного органического вещества в результате интенсификации его окисления в фотохимических и радиохимических процессах как за счет повышения инсоляции при искусственном рассеивании облаков, так и за счет увеличения концентрации радиоактивного (и стабильного) йода.

Значение индекса сапробности в этот период составило для Киевского и Кременчугского водохранилищ 0,03, Каховского — 0,05, что соответствует категориям «чистая» и «слабо загрязненная».

Оценки качества воды исследованных днепровских водохранилищ в соответствии с экологической классификацией качества поверхностных вод суши (Жукинский, Оксюк, Олейник, Кошелева, 1981) и по индексу сапробности (Романенко, 1971) согласуются.

Так, в период становления качество воды в Киевском, Кременчугском и Каховском водохранилищах характеризовалось как  $\alpha$ -мезосапробная зона, класс 4 «загрязненная», разряд 4а—4б «умеренно загрязненная» — «сильно загрязненная». Спустя 3—4 года после наполнения ложа и до начала 80-х годов (период стабилизации бактериальной системы) этот показатель улучшался до  $\beta$ -мезосапробной зоны, класса 3 «удовлетворительной чистоты», разрядов 3б—3а «слабо загрязненная» — «достаточно чистая». К середине 80-х годов было отмечено ухудшение качества воды до  $\alpha$ -мезосапробной зоны, класса 4 «загрязненная», разряда 4а «умеренно загрязненная».

Во второй половине 80-х годов в соответствии с данной системой, как и по индексу Романенко, регистрировалось изменение степени сапробности воды, которая в 1990 г. в Киевском и Кременчугском водохранилищах характеризовалась как  $\alpha$ -олигосапробная зона, класс 2 «чистая», разряд 2б «вполне чистая»; а в Каховском

водохранилище в 1990—1991 гг. — как  $\beta$ -мезосапробная зона, класс 3 «удовлетворительной чистоты», разряд 3а «достаточно чистая».

На примере Киевского водохранилища показано, что фактор зарегулирования как таковой вызывает лишь временное ухудшение качества воды в реке вследствие эффекта «затопления». При рациональном комплексном использовании водохранилищ, предусматривающем их защиту от безрассудной хозяйственной деятельности человека, качество воды через 2—4 года восстанавливается до категории «достаточно чистая». Показано, что на незарегулированном участке верхнего Днепра от истока до г. Лоева в 1962, 1969, 1985 гг., которым предшествовали маловодные годы, качество воды было хуже («сильно загрязненная»), чем в период становления водохранилища.

Качество воды могло ухудшаться до  $\beta$ -полисапробной зоны на отдельных участках исследованных днепровских водохранилищ в летний период в результате их самозагрязнения при «цветении», а также независимо от сезона года вблизи крупных городов и населенных пунктов вследствие поступления в водохранилища промышленных и коммунальных стоков.

На мелководьях днепровских водохранилищ качество воды определяется их географическим положением, уровнем режимом, а также степенью зарастания и характером высшей водной растительности.

Формирование качества воды в днепровских водохранилищах является результирующей большого количества факторов и процессов, основными из которых являются: залитое ложе (первые годы), донные отложения, поверхностный сток с водосборной площади (особенно с сельхозугодий), а также сброс неочищенных или недоочищенных промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод.

Для улучшения качества воды основные мероприятия должны быть направлены на максимальную очистку промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод от соединений азота и фосфора, а также ограничение поступления сточных вод, содержащих орга-

нические соединения: пересмотр агротехники внесения минеральных удобрений, внедрение методов, которые сокращают вымывание минеральных веществ и ограничивают их подвижность в почве; кроме того, важным мероприятием является также создание прибрежных водоохраных зон.

В отдельных случаях целесообразно изъятие иловых отложений с дальнейшим их использованием в качестве удобрений в сельском хозяйстве. Для улучшения кислородного режима и самоочистительной способности в застойных зонах необходимо применение искусственной аэрации (Рябов, Сиренко, 1982).

На мелководьях с целью оптимизации газового режима рекомендуется проведение биологической и технической мелиорации, вселение растительноядных рыб и создание проточно-островной системы (Зимбалева, Дехтяр, Легейда, 1984).

Изложенное выше показывает, что роль водохранилищ в формировании качества воды двояка. С одной стороны, велико значение процессов седиментации, отстоя, разбавления, деструкции органического вещества. С другой стороны, такие особенности водохранилищ, как замедление водообмена и явления термической и кислородной стратификации, а также развитие организмов планктона и бентоса способствуют усилению евтрофирования и ухудшению качества воды лишь в том случае, когда существенно возрастает интенсивность антропогенного воздействия, особенно в отношении поступления сточных вод.

### **7.3. Сравнительная оценка структурно-функциональных характеристик бактериопланктона и качества воды Днепра и Дуная в условиях зарегулированного стока**

Для полноты оценки бактериального населения Днепра в условиях зарегулированного стока был проведен сравнительный анализ структурно-функциональных показателей бактериопланктона и ка-

чества воды этой и другой крупнейшей реки Европы — Дуная<sup>1</sup>, которые отличаются по многим показателям (степень зарегулирования, гидрологический режим, мутность и др.). При этом характерной особенностью исследованных рек является то, что обе они испытывают на себе сильное антропогенное воздействие. В основу базы данных для сравнительной оценки были положены материалы I Международной комплексной гидробиологической экспедиции по Дунаю от г. Вены до г. Измаила (1988 г.), а также массив информации по Днепру до аварии на ЧАЭС в первой половине 80-х годов, когда регистрировалось усиление хозяйственной деятельности человека.

Температура воды в период исследований (март) в р. Дунай изменялась в пределах 3,3—6,1° С, концентрация растворенного кислорода составляла 9,3—13,1 мг/л и была наименьшей — 9,3—9,6 мг/л (72% насыщения) на украинском участке. Величина БПК<sub>5</sub> (биологическое потребление кислорода) изменялась от 2,5 до 8,2 мг О<sub>2</sub>/л, уменьшаясь от г. Нови-Сад (Югославия) вниз по течению реки (Михайленко, Якушин, Коднер, 1991).

<sup>1</sup> Протяженность Дуная, протекающего по территории восьми стран, составляет 2900 км. Река характеризуется большой скоростью течения и высокой мутностью.

Распределение стока Дуная по основным рукавам дельты при средней его интенсивности следующее: Килийский рукав — 62,5 %, Тульчинский — 37,5, Сулинский — 17,2, Георгиевский — 20,3 % (Михайлов, Вагин, Морозов, 1981). По данным Дунайской гидрометобсерватории, средняя величина мутности дунайской воды в Килийской дельте может оцениваться примерно в 170 г/м<sup>3</sup>. В некоторые периоды она достигает 500—1000 и даже 2900 г/м<sup>3</sup>. Отмечается уменьшение мутности воды по течению: так, уже у Вилково она не превышает в среднем 168 г/м<sup>3</sup> (Михайлов, Вагин, Морозов, 1981).

Повышенная мутность Дуная обусловлена высоким (98 %) содержанием во взвеси минерального детрита, который представлен в основном илом (85 %), глинистыми частицами (7—10 %) и мелким песком (5—8 %). Из-за высокой мутности прозрачность воды Дуная невелика — 0,3—0,4 м, в отдельных случаях — до 0,1 м (Тимченко, 1987).

Особенностью гидрохимического режима Дуная является постепенное увеличение в течение последних 30 лет (1960—1990 гг.) минерализации воды, что, видимо, является следствием интенсификации хозяйственной деятельности человека в бассейне Дуная. При этом возросло содержание ионов Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, что указывает на засоление дунайской воды (Енаки, 1987). Последнее вызвано также увеличением ее расхода придунайскими странами на орошение и другие хозяйственные цели и поступлением возвратных вод. Повышение концентрации биогенных элементов, рост окисляемости и БПК<sub>5</sub> в нижнем течении Дуная являются показателем его загрязнения (Енаки, 1987).

Общая численность бактерий колебалась на всем протяжении Дуная в широком диапазоне — от 3,0 до 8,8 млн. кл/мл. При этом количество бактерий, определенное двумя методами — эпифлюоресценцией и оптической микроскопией с использованием фильтров «Сынпор» № 7 и № 6 оказалось близким — соответственно 5,9, 5,5 и 5,3 млн. кл/мл (табл. 91). Максимальные (свыше 8,0 млн. кл/мл) показатели отмечены в Дунае на нижних его участках у городов Никополя и Силистры (Болгария) и Измаила (Украина).

В морфологическом составе бактериопланктона на всем протяжении реки преобладали палочки — 52,1—65,5 % (в среднем — 58). Количество кокков было ниже — 25—43 % (в среднем — 36), споры составляли 3,2—14,0 % (в среднем — 6). Преобладание в морфологическом составе бактериопланктона палочек характерно для грязных вод.

Размерные характеристики бактериальных клеток на протяжении Дуная были практически одинаковыми (табл. 92) и составляли в среднем для палочек 0,55 мкм<sup>3</sup>; кокков — 0,12 и спор 0,90 мкм<sup>3</sup>, что соизмеримо с соответствующими величинами в конце 70-х годов (Башмакова, 1985).

Установлено, что число бактериальных микроколоний составляло 12,6—42,2 тыс/мл; при этом в них было сосредоточено 57,7—201,3 тыс. кл/мл (табл. 93).

Содержание детритно-бактериальных ассоциаций в Дунае в исследованный период изменялось от 112,6 до 238,0 тыс/мл; количество бактериальных клеток на частичках детрита исчислялось 1,8—3,7 млн. кл/мл (табл. 93), что составляло 37—65 %, в среднем 50 % численности бактериопланктона в целом. Не исключено, что этот показатель несколько занижен, поскольку при фильтрации воды через мембранный фильтр возможно дробление части детритного конгломерата.

Результаты дифференцированного учета детритно-бактериальных ассоциаций показали, что наиболее многочисленные мелкие детритные частицы, содержащие на своей поверхности до десяти бактерий, составляли более 60 % общего числа детритных частиц; количество частиц, включающих более 30 бактерий, не превышало 11% (данные В.М.Якушина; Михайленко, Башмакова, Якушин, 1989; Michajlenko, Baschmacova, Yakuschin, 1990).

**91. Бактериопланктон р. Дунай (1988 г., март)**

Участки реки	Численность, млн. кл/мл		
	эпифлюоресценция	Сыппор № 7 (0,3 мкм)	Сыппор № 6 (0,4 мкм)
1930-й км (Австрия, Вена)	5,52	6,30	5,02
1868-й км (Словакия, Братислава)	5,42	5,45	5,40
1819-й км, фарватер (Словакия, Габчиково)	4,70	4,80	5,50
1694-й км (Венгрия, Вышеград)	4,04	5,20	4,40
1478-й км (Венгрия, Байя)	5,32	5,20	5,20
1258-й км, фарватер (Югославия, Нови Сад)	3,30	3,00	4,10
1210-й км, устье Тисы (Югославия)	×	3,20	3,50
1188-й км (Югославия, Н. Бановцы)	5,76	5,00	3,80
1076-й км (граница Югославии и Румынии)	×	4,00	3,50
791-й км (Болгария, Бидин)	6,90	5,50	2,70
598-й км, фарватер, (Болгария, Никопол)	8,32	7,50	4,80
382-й км (Болгария, Силистра)	8,56	7,40	8,00
130-й км (Украина, Рени)	×	5,15	×
90-й км (Украина, Измаил)	8,10	7,85	8,80
20-й км (Украина, Вилково)	6,03	6,12	5,50
16-й км, Очаковское гирло (Украина)	6,21	5,60	5,65
В среднем	5,91±1,55	5,50±1,39	5,32±1,62

В ранневесенний период при температуре воды 3,3—6,2° С скорость размножения бактерий изменялась в диапазоне 21—122 и в среднем составляла 62 ч. На отдельных участках – 1930-й км (г. Вена), 1478-й км (г. Байя) этот показатель характеризовался крайне низкими значениями. В общей численности бактериопланктона здесь преобладала малоактивная аллохтонная компонента, привнесенная с паводком. Суточная бактериальная продукция изменялась от 0,20 млн. кл/мл (у г. Байи) до 2,6 (у г. Вилково) и

7. Закономерности сукцессии бактериального сообщества и качество воды...

**92. Размерные характеристики бактериопланктона, мкм<sup>3</sup>**

Участки реки	Палочки	Кокки	Споры
Верхний (у г. Вены, Австрия)	0,53	0,12	0,84
Средний (у г. Байи, Венгрия)	0,54	0,10	0,88
Нижний (у г. Вилково, Украина)	0,58	0,14	0,97

**93. Структурная характеристика бактериопланктона р. Дунай**

Участки реки	Микроколони Клетки в них, тыс/мл	Детрито – бактериальные комплексы		Одиноч- ные клетки, млн. кл/мл	В це- лом, млн. кл/мл
		Клетки в них, тыс/мл			
1930-й км (Австрия, Вена)	26,75	237,96		1,82	5,02
	90,12	3110,10			
1819-й км (Словакия, Габчиково)	18,30	218,25		1,95	5,60
	104,20	3600,47			
1694-й км (Венгрия, Вышеград)	12,67	122,50		2,46	4,40
	111,24	1820,06			
1258-й км (Югославия, Нови-Сад)	28,16	129,54		2,01	4,10
	159,11	1919,65			
1076-й км (граница Югославии и Румынии)	12,67	154,89		1,43	3,50
	57,73	2012,15			
598-й км (Болгария, Никопол)	12,67	112,64		2,40	4,80
	67,59	2326,15			
382-й км (Болгария, Силистра)	12,70	219,66		4,20	8,00
	64,77	3734,24			
130-й км (Украина, Рени)	4244	214,03		5,70	6,22
	139,40	390,66			
16-й км (Украина, Вилково)	14,40	166,15		2,40	5,50
	87,30	3038,37			
16-й км (Украина, Очаковское гирло)	26,75	132,36		2,50	5,65
	201,35	2950,00			

составляла в среднем 1,2 млн. кл/мл. Удельная продукция бактерий — коэффициент  $P/B$ , характеризующий скорость оборачиваемости бактериального органического вещества, была равна в исследованный период 0,04—0,45, в среднем — 0,20. Наиболее высокими показателями продукционной активности бактерий характеризовались участки реки у городов Габчиково (Словакия) и Вышеград (Венгрия): значения  $P/B$  составляли в среднем соответственно 0,33 и 0,23, а также в пределах территории Болгарии и Украины — 0,30 и 0,31 (табл. 94).

Существенным биотическим фактором, определяющим наличную численность бактерий, является их потребление фильтраторами зоопланктона ( $G$ ). Установлено, что этот показатель изменялся на всем протяжении реки от 0,50 до 4,80, составляя в среднем 2,43 млн. кл/мл. Удельное выедание бактерий ( $G/B$ ) было равно 0,10—0,87, в среднем — 0,42. Характерно, что на исследованном участке Дуная от Вены до Вилково потребление бактерий зоопланктонами существенно превышало их продукцию ( $G/P=2,1$ ).

Таким образом, удовлетворение пищевых потребностей зоопланктона происходило как за счет выедания продуцируемого бактериями органического вещества, так и за счет наличной биомассы бактерий.

Большую роль в регулировании численности бактерий играют простейшие. Так, на примере днепровских водохранилищ было показано, что на их долю может приходиться 50% и более бактериопланктона, перешедшего на следующий трофический уровень (Головко, 1984).

Сравнительная оценка продукционных характеристик бактериопланктона Днестра и Дуная свидетельствует, что в днепровских водохранилищах они были выше и составляли в среднем: продолжительность генерации ( $g$ ) — 32 ч, суточная продукция ( $P$ ) — 1,7 млн. клеток/мл и удельная продукция ( $P/X$ ) — 0,9; в Дунае — соответственно в 2,0, 1,5 и 4,5 раза ниже (табл. 95). При этом характерно, что потребление бактерий зоопланктоном в Дунае — 2,4 млн. кл/мл было выше, чем в днепровских водохранилищах, где оно не превышало 1,4 млн. кл/мл. Соответственно эффективность исполь-

94. Продукционные характеристики бактериопланктона р. Дунай (1988 г., март)

Участки реки	Численность, млн. кл/мл				g, час	P, млн. кл/мл	G, млн. кл/мл	P/X <sub>0</sub>	G/X <sub>0</sub>	G/P
	X <sub>0</sub>	X <sub>t</sub>	X <sub>g</sub>	X <sub>t</sub>						
1930-й км (Австрия, Вена)	6,29	4,91	3,81	3,78	0	0,00	1,38	0,00	0,22	0,00
1819-й км (Словакия, Габчиково)	4,80	3,64	2,47	3,58	45	1,57	2,73	0,33	0,57	1,74
1478-й км (Венгрия, Вышеград)	5,31	4,56	2,93	3,78	65	1,25	2,00	0,23	0,38	1,60
1478-й км (Венгрия, Байя)	5,20	4,90	3,14	3,28	381	0,22	0,52	0,04	0,10	2,36
1258-й км (Югославия, Нови-Сад)	3,00	2,75	2,23	2,58	114	0,41	0,66	0,14	0,22	1,61
1210-й км (Югославия, устье Тисы)	3,20	3,35	2,60	3,16	85	0,64	0,49	0,20	0,15	0,76
1188-й км (Югославия, Нови Бановцы)	5,00	3,47	3,10	3,55	122	0,57	2,10	0,11	0,42	3,68
1076-й км (граница Югославии и Украины)	4,00	3,77	2,91	3,07	310	0,21	0,44	0,05	0,11	2,09
791-й км (Болгария, Виден)	5,50	3,19	1,49	2,29	38	2,49	4,80	0,45	0,87	1,93
Болгария, Никопол	7,50	5,39	2,09	2,81	21	1,90	4,01	0,25	0,53	2,11
383-й км (Болгария, Силистра)	7,40	5,55	3,15	3,94	74	1,45	3,30	0,20	0,44	2,27
130-й км (Украина, Рени)	5,15	3,53	2,91	3,90	57	1,27	2,89	0,25	0,56	2,27
90-й км (Украина, Измаил)	7,85	6,42	1,57	2,08	59	2,00	3,43	0,25	0,44	1,71
18-й км (Украина, Вилково)	6,12	4,95	2,17	3,46	36	2,58	3,75	0,42	0,61	1,45
16-й км, Очаковское гирло (Украина)	5,50	3,25	2,83	3,37	95	0,76	3,01	0,14	0,55	3,96
В среднем	5,45	4,24	2,69	3,24	67	1,20	2,40	0,20	0,40	2,10

Примечание. X<sub>0</sub>, X<sub>t</sub>, X<sub>g</sub> — численность бактерий соответственно в начале и в конце опыта в нефилтрованной воде; X<sub>0</sub>, X<sub>t</sub> — те же в филтрованной. Здесь и в табл. 95: g — продолжительность генерации; P — продукция; G — выедание бактерий зоопланктоном.

зования бактерий следующим трофическим уровнем ( $G/P$ ) в Дунае почти в 3 раза выше, чем в днепровских водохранилищах — соответственно 2,1 и 0,8 (см. табл. 95). Значения же отношения выедаания к сумме наличной и продуцируемой биомассы ( $G/(X+P)$ ), что фактически имеет место в водоеме, в днепровских водохранилищах и Дунае были практически одинаковыми — 0,3 и 0,4, что объясняется высокой численностью бактерий в Дунае — 5,4 млн. кл/мл, существенной компонентой которой является малоактивная микрофлора, принесенная с паводком.

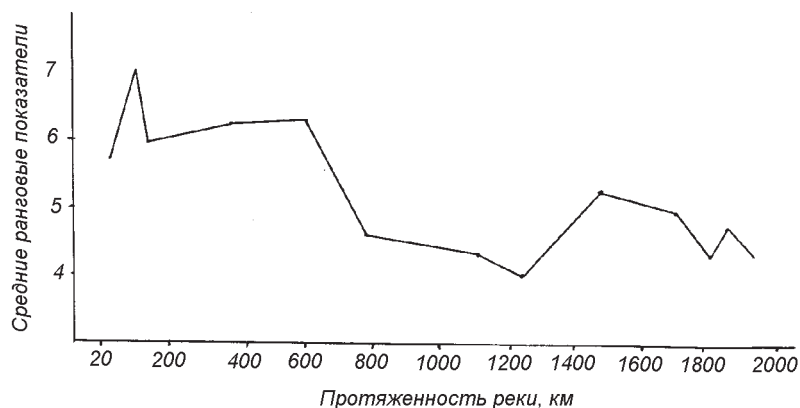
Анализ значений продукционных характеристик бактерий в Дунае свидетельствует о более высокой активности бактериопланктона в его нижнем течении на территории Украины (см. табл. 95).

Качество воды Дуная на участке от г. Вены (1930-й км) до г. Никополя

95. Сравнительная оценка продукционных характеристик бактериопланктона Днепра и Дуная в условиях зарегулированного стока

Водоемы	X, млн. кл/мл	g, час	P, млн. кл/мл·сут	G, млн. кл/мл·сут	P/X	G/X	G/P	G/(X+P)
Верхний Днепр — Киевское водохранилище (n=7)	2,2±0,7	20±4,8	1,9±0,4	1,8±0,6	0,9	0,8	0,9	0,4
Средний Днепр — Кременчугское водохранилище (n=11)	1,8±0,4	16±2,9	2,4±0,8	1,8±0,7	1,4	1,0	0,7	0,4
Нижний Днепр — Каховское водохранилище (n=8)	1,8±0,4	60±3,2	0,7±0,3	0,6±0,3	0,4	0,3	0,8	0,2
В среднем	1,9	32	1,7	1,4	0,9	0,7	0,8	0,3
Дунай (n=15)	5,4 ± 14	70 ± 36	14 ± 0,7	24 ± 14	0,2	0,4	2,1	0,4
	6,4 ± 12	60 ± 24	17 ± 0,8	34 ± 0,4	0,4	0,5	2,0	0,4

Примечание. Над чертой — средние значения по всему Дунаю, под чертой — средние значения по нижнему (украинскому) участку реки.



27. Качество дунайской воды по бактериологическим показателям в соответствии с эколого-санитарной классификацией качества поверхностных вод суши (Жуковский, Оксий, Олейник, Кошелева, 1981): 20-й км — у г. Измаила, 1930-й км — у г. Вены.

(598-й км) в ранневесенний период по бактериальным показателям в основном относилось к  $\beta$ -мезосапробной зоне, классу 3 «удовлетворительной чистоты», разряду 3а «достаточно чистая». И только у г. Байя (1478-й км) оно ухудшилось до  $\alpha$ -мезосапробной зоны, класса 4 «загрязненная», разряда 4а «умеренно загрязненная». В нижнем течении Дуная на участке Болгария — Украина от г. Никопола (598-й км) до г. Вилково (20-й км) качество воды Дуная было таким же, как и у г. Байи, т.е. относилось к  $\alpha$ -мезосапробной зоне, классу 4 «загрязненная», разряду 4а «умеренно загрязненная», а у г. Измаила степень сапробности реки относилась к разряду 4б «сильно загрязненная» (рис. 27).

Несмотря на высокое содержание лабильного органического вещества — 4,1—6,6 мг С/л (данные И.Х.Башмаковой; Михайленко, Башмакова, Якушин, 1989) и низкую (3,0—6,2° С) температуру воды, бактериальное сообщество в нижнем течении Дуная характеризовалось в период исследований на участке Болгария — Украина дос-

таточно высокими функциональными показателями: продолжительность генерации бактериопланктона составляла 45 ч, коэффициент  $P/B$  — 0,30. Скорость самоочищения (отношение запаса лабильного органического вещества к величине бактериальной деструкции) в нижнем течении реки была максимальной — 9 сут; возле г. Вены этот показатель возрастал до 40 сут (данные И.Х. Башмаковой; Михайленко, Башмакова, Якушин, 1989).

Наблюдения, проведенные в Килийской дельте в ранневесенний период 1988 года (Bashmakova, 1990; Башмакова, 1993), подтвердили выявленные закономерности: интенсивность деструкции в дунайской воде прямо коррелирует с концентрацией усвояемого органического вещества, а также со степенью агрегированности бактериопланктона. Установленная зависимость указывает на значительную роль агрегированного бактериопланктона в самоочищении реки.

Качество воды Дуная, зарегистрированное в период исследований, было сопоставимо с таковым в Днепре, когда определяющую роль в формировании качества его воды играли внутриводоемные процессы, направленность и интенсивность которых, в свою очередь, определялась степенью антропогенного воздействия на водохранилища.

Как было показано выше, качество воды исследованных днепровских водохранилищ в первой половине 80-х годов характеризовалось как  $\beta$ -мезосапробная зона, класс 3 «удовлетворительной чистоты», разряды 3а—3б «достаточно чистая» — «слабо загрязненная». К середине 80-х годов (1985 г.) качество воды в Кременчугском и Каховском водохранилищах ухудшалось до  $\alpha$ -мезосапробной зоны, класса 4 «загрязненная», разряда 4а «умеренно загрязненная».

Таким образом, на основании сравнительной оценки продукционных характеристик бактериопланктона Днепра и Дуная в условиях зарегулированного стока и мощного антропогенного воздействия установлено, что в днепровских водохранилищах такие показатели, как продолжительность генерации ( $g$ ) — 32 ч, суточная

продукция ( $P$ ) — 1,7 млн. кл/мл и удельная продукция ( $P/X$ ) — 0,9, были соответственно в 2,0, 1,5 и 4,5 раза выше, чем в Дунае.

Более высокие показатели абсолютного выедания бактерий зоопланктоном ( $G$ ) и эффективности использования бактериопланктона следующим трофическим уровнем ( $G/P$ ) в Дунае обусловлены доминированием бактерий в биомассе его планктона вследствие высокой мутности реки, подавляющей развитие водорослей.

Сравнение качества воды Днепра и Дуная в условиях зарегулированного стока и мощного антропогенного воздействия показало, что оно изменяется в основном от  $\beta$ -мезосапробной зоны, класса 3 «удовлетворительной чистоты», разряда 3а «достаточно чистая» до  $\alpha$ -мезосапробной зоны, класса 4 «загрязненная», разряда 4а «умеренно загрязненная», ухудшаясь вследствие самозагрязнения либо загрязнения Днепра и Дуная в результате поступления промышленных и бытовых сточных вод до разряда 4б «сильно загрязненная».

Утверждение о том, что загрязнение нижнего участка Дуная на территории Украины, как правило, обусловлено поступлением загрязняющих веществ с территории расположенных выше по течению реки стран, не всегда состоятельно; наибольшее органическое загрязнение в период проведения Международной гидробиологической экспедиции по Дунаю (1988 г.) было зафиксировано на украинском участке реки у г. Измаила, где качество воды соответствовало  $\alpha$ -мезосапробной зоне, разряду 4б «сильно загрязненная».

\*\*\*

Таким образом, исследование бактериального населения днепровских водохранилищ за период 25—30-летнего их существования позволило выявить ряд закономерностей функционирования бактериального сообщества, которые обусловлены воздействием природных и антропогенных факторов, стимулирующих либо

ингибирующих бактериальные процессы. Установлены четыре специфические стадии в сукцессии бактериального сообщества, каждая из которых характеризуется соответствующими количественными показателями его структуры и функций.

Расчет вероятной дозы облучения бактериопланктона показал устойчивость бактериального сообщества к радиоактивному загрязнению водной среды, обусловленному аварией на ЧАЭС. Снижение структурно-функциональных характеристик бактериопланктона в этот период происходило вследствие токсического загрязнения водной среды поверхностно-активными веществами, которые использовались для дезактивации радионуклидов. Обладая прямым бактериостатическим и бактерицидным действием, ПАВ влияют на бактериальное население также через фитопланктон, который является трофической базой для развития бактерий. В условиях токсического загрязнения отмечено существенное снижение его биомассы, о чем свидетельствует уменьшение содержания хлорофилла *a*.

Микробиологические показатели сапробности днепровских водохранилищ на разных этапах их существования были не одинаковы и определялись характером антропогенного воздействия. Увеличение загрязнения водохранилищ регистрировалось в период их становления вследствие активной минерализации органического вещества залитого ложа (I стадия сукцессии бактериопланктона), а также в первой половине 80-х годов в условиях усиления на водохранилища антропогенного воздействия (III стадия), когда качество воды характеризовалось как  $\alpha$ -мезосапробная зона, класс 4 — «загрязненная». В эти периоды в водохранилищах отмечены минимальные значения коэффициента сукцессии — 0,17—1,80, что свидетельствует о доминировании в них лабильных органических веществ, а в бактериальной системе — быстрорастущих, активно потребляющих субстрат популяций.

Установленные закономерности функционирования бактериопланктона днепровских водохранилищ, обусловленные природными и антропогенными факторами, легли в основу разработанных нами прогнозов по заказу Укрводпроекта: для Нижнеднепровского

водохранилища — ТЭО «Возможные изменения экосистемы Днепровско-Бугского лимана в связи с сокращением стока Днепра» (Киев, 1979), Кременчугского водохранилища — «Экологическая оценка мероприятий по увеличению полезной отдачи Кременчугского и Каховского водохранилищ» (Киев, 1991), а также были использованы при моделировании формирования качества воды Кременчугского водохранилища (ВНИИВО, Харьков, 1986), что подтверждено соответствующими актами.