

## Гидробиологическая мелиорация

### 4.1. Методы управления качеством водной среды

Наиболее значимое для хозяйственного использования человеком свойство искусственных рифов — привлекать рыб, обеспечивая более эффективный промысел, послужило основой их широкого применения. Однако последующие исследования существенным образом расширили спектр «полезных» (для человека) свойств искусственных рифов: 1) привлекать и концентрировать помимо промысловых рыб беспозвоночных; 2) быть искусственным субстратом для отложения икры, прикрепления личинок и другой молодежи; 3) создавать убежища для молодежи рыб и других животных (особенно в районах их искусственного выращивания); 4) формировать оптимальные условия для образования устойчивого высокопродуктивного биоценоза, своеобразного «рефугиума» для сохранения видов, существованию которых угрожают изменившиеся условия среды обитания, например заиление дна, гипоксия и т. п.; 5) служить биофильтром для очистки воды от загрязняющих веществ.

Искусственные рифы — это антропогенные субстраты в виде положительных форм (возвышений) рельефа дна или плавучестей в водной толще, сформированные в водоеме для создания определенной совокупности абиотических и биотических характеристик, отличных от фона среды обитания гидробионтов. При этом гидротехнические конструкции, к которым относятся и искусственные рифы, по характеру своего воздействия на водную экосистему могут быть биологически негативными, нейтральными и позитивными (Зайцев, Яценко, 1983).

Проблема очистки воды, с которой напрямую связана гидробиологическая мелиорация, имеет давнюю историю, поскольку неразрывно связана с жизнеобеспечением человека. Рост количества населения и интенсификация производства привели к необходимости специальной переработки сточных вод и очистки питьевой воды.

Вода как универсальный растворитель является основным посредником круговорота вещества и энергии

в планетарном масштабе. Все живые существа на Земле в той или иной степени связаны с водой. Яркое подтверждение тому — человек, основные места поселения которого, с момента его появления как вида, были и остаются связанными с водными источниками. Например, 23 % населения Европы, которое составляет 693 млн чел., обитает в бассейне р. Дунай, площадью всего около 8 % ее территории (Альфа и омега, 1988).

Несбалансированное с естественными природными процессами развитие человеческого общества привело к загрязнению внутренних водоемов, а также прибрежной зоны морей и океанов. Годовой объем продукции органического вещества, производимого всей биосферой, составляет 83 млрд т. Из этого количества 8,7 млрд т производит человек, непосредственно используется лишь 14,1 % (Дювиньо, Танг, 1973). По другим оценкам, «коэффициент полезного действия» современного природопользования еще ниже и составляет всего 2 % (Топчиев, 1996). Низкая эффективность использования производимой продукции, связанная с несовершенством технологии ее производства и переработки, — главная причина загрязнения окружающей среды. В результате хозяйственно-бытового и питьевого использования воды человеком ежегодно образуется около 65 км<sup>3</sup> сточных вод. Ввиду сложности и высокой стоимости искусственной очистки воды не менее половины объема стоков подвергается доочистке в результате самоочищения с использованием чистой речной воды в объемах от 200 до 500 км<sup>3</sup> • год<sup>-1</sup>. Следовательно, общий расход воды на обезвреживание сточных вод составляет 650—700 км<sup>3</sup> • год<sup>-1</sup> или около 2 % полного речного стока Земли (Сытник и др., 1987).

Статистический анализ мирового опыта показывает, что из общего объема сточных вод механической очистке подвергается 68 %, биологической — 29, физико-химической — 3 %. Для повышения качества переработки стоков долю биологической очистки в перспективе предполагается повысить до 80 % (Топчиев, 1996).

Многообразие технических средств по биологической очистке загрязненных вод позволяет разделить их на экстенсивные, близкие к естественным, и интенсивные способы. При этом в их основе лежит один принцип — максимальная концентрация организмов-деструкторов на пути потока органического вещества. Это достигается путем использования: 1) мелких гетеротрофных организмов с высокой интенсивностью метаболизма и продукции; 2) максимальной удельной поверхности твердого субстрата как жизненного пространства организмов-деструкторов.

Ввиду того что процессы самоочищения интенсивными методами осуществляются без привлечения автотрофных организмов (водорослей и высших растений), важным ресурсопотребляемым фактором служит искусственное обогащение воды кислородом, необходимым для обеспечения жизненных условий микрогетеротрофов, а также для химического окисления части органического вещества. Ниже приведены особенности наиболее распространенных способов очистки вод<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Диапазон изменения величины БПК<sub>5</sub>, от исходной характеристики перерабатываемых стоков до максимальной степени их очистки, приведен по данным следующих источников: Кравец, 1975; Юзвенко, 1975; Проскураков, Шмидт, 1977; Рябов, Сиренко, 1982; Гвоздик и др., 1985; Якушин, 1987; Могилевич и др., 1989.

**Экстенсивные способы.** Среди них выделяют почвенные и водные.

**Почвенные способы** — поля орошения и поля фильтрации ( $\text{БПК}_5 > 1000 \text{ т} \cdot 10 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ ), сельскохозяйственные поля орошения.

**Поля орошения и фильтрации (ПО)** предназначены для очистки сточных вод путем их фильтрации через почвенный слой. Устраиваются ПО с целью очистки вод и возделывания сельскохозяйственных культур. Очистка загрязненных вод с помощью сельскохозяйственных полей основана на воздействии почвенных микроорганизмов, кислорода воздуха, солнца и жизнедеятельности растений. ПО способны снизить содержание кишечной палочки на 95—99 % и полностью уничтожить патогенную микрофлору (Павлов и др., 1992). На полях фильтрации очистка сточных вод производится без участия растений. ПО — основной тип водоочистных сооружений для очистки стоков сахарных заводов Украины. Отсутствие активного слоя почвы и растений снижает эффективность и интенсивность очистки, поэтому метод имеет ограниченное применение и практически малоперспективен (Проскураков, Шмидт, 1977). Вследствие плохой фильтрующей способности почвы поля фильтрации на многих сахарных заводах превратились в поля-накопители сточных вод. Глубина налива в них часто измеряется метрами, а площади — многими гектарами.

**Земледельческие поля орошения (ЗПО)** — мелиоративные системы, которые следует рассматривать как сооружения естественной биологической доочистки сточных вод и их остатков, навоза и навозных стоков для увлажнения и удобрения сельскохозяйственных угодий. Сточные воды в данном случае используются как удобрения под овощные и кормовые культуры. Нормы нагрузки ЗПО невелики — 5—15 м<sup>3</sup>/га. В Украине до 2000 г. общая площадь ЗПО достигала 386,7 тыс., в России — около 5 млн га. Применение предварительно очищенных сточных вод для орошения 1 млн га сельскохозяйственных угодий позволяет за год сэкономить 2,5—3 млрд м<sup>3</sup> чистой воды (Павлов и др., 1992).

**Водные способы** — биологические пруды и биоплато ( $\text{БПК}_5$  20—2 мг · дм<sup>-3</sup>).

**Биологические пруды** — это искусственные водоемы малой глубины (0,5—1,0 м). Нормальная очистка сточных вод в них возможна лишь в теплое время года при температуре выше 6 °С. Поэтому в СССР (в центральных районах) рекомендовалось ограничить период работы прудов 4—5, а в южных — 7—9 мес (Проскураков, Шмидт, 1977). В самоочищении биопрудов основную роль играют бактерии, использующие около 50 % потребленного кислорода, и высшая водная растительность — 26 % (Шпет, Фельдман, 1961). Фитопланктон также способствует снижению количества в воде биогенных элементов, интенсифицирует процессы окисления и нитрификации. В случае использования хлореллы одноклеточные водоросли могут быть одним из главных компонентов очистки сточных вод в искусственных прудах (Когановский и др., 1974).

**Биоплато** — инженерные водоохраные сооружения, в которых биоценозы высших водных растений выполняют функцию биофильтров. Наиболее распространенные растения с ключевыми компонентами биоплато — тростник обыкновенный (*Phragmites australis*), камыш озерный (*Scirpus la-*

*custris*), рогоз узколистный (*Typha angustifolia*), осоки (*Carex* sp.). В присутствии макрофитов взвешенное органическое вещество достаточно быстро осаждается, и его деструкция осуществляется в основном в результате деятельности сообщества микроорганизмов — бактериально-водорослевой пленки на поверхности стеблей и листьев высшей водной растительности. Оценка эффективности мелиоративного эффекта биоплато на лабораторных моделях показала снижение величины БПК<sub>5</sub> до 2,5 раза и содержания нитратов — до 2,7 раза (Оксиюк и др., 1979).

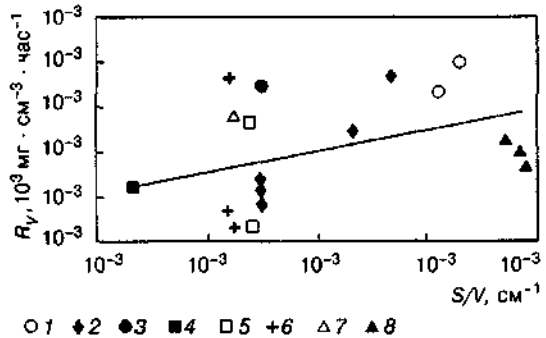
**Интенсивные способы.** *Биологические фильтры* (БПК<sub>5</sub> 5000—2 мг · дм<sup>-3</sup>) широко применяются для разложения органического вещества сточных вод, а также в процессе водоподготовки для средств аквакультуры. Под биологической фильтрацией понимается бактериальное превращение азотистых органических соединений в нитраты. Воду, проходящую через биофильтр, очищают микроорганизмы био пленки, находящейся на поверхности наполнителя. Одна из современных модификаций биофильтров, разработанных специалистами Института коллоидной химии и химии воды НАН Украины, — фильтр с использованием волокнистых насадок из полимерных материалов (биофильтр типа «Вия»). Формируемая при этом высокая удельная поверхность твердого искусственного субстрата стимулирует развитие сообщества микрогетеротрофных организмов, способных снизить органическое загрязнение по показателю БПК<sub>5</sub> с 3000—5000 до 6 мг · дм<sup>-3</sup> (Гвоздяк и др., 1985; Могилевич и др., 1989).

*Аэротенки* (ВПК полное) — специализированные сооружения, предназначенные для биологической очистки сточных вод в аэробных условиях на основе перемещающегося слоя воды. В их конструкции используются те же принципы, что и в биофильтрах: в резервуаре медленно протекает смесь активного ила и сточной жидкости при постоянной подаче сжатого воздуха. Промышленная проверка аэротенка с рассредоточенной подачей воды показала, что БПК<sub>п</sub> очищенной сточной воды составлял 10—15 мг · дм<sup>-3</sup> при БПК<sub>п</sub> исходной воды 200—250 мг · дм<sup>-3</sup> (Проскураков, Шмидт, 1977). Подача в дренажное пространство аэротенков и биофильтров сжатого воздуха повышает их окислительную мощность в 3—4 раза.

Для интенсивных способов используют также циркуляционные каналы и аэрофильтры (БПК<sub>5</sub> 6000—2 мг · дм<sup>-3</sup>).

**РИС. IV.4.1.** Зависимость интенсивности самоочищения ( $R_v$  — скорость деструкции органического вещества в объеме жизненного пространства гидробионтов) от удельной поверхности ( $S/V$ ) жизненного пространства водных организмов искусственных и естественных систем:

1 — аэротенки (Проскураков, Шмидт, 1977); 2 — биофильтры; 3 — биопруды; 4 — главни поймы реки (Оксиюк и др., 1979); обростание; 5 — пресноводное (Протасов, 1994), 6 — морское (Александров, 2000); бентос мягких грунтов; 7 — пресноводный; 8 — морской (Александров, 2000)



Сопоставление интенсивности очистки воды различными биологическими методами позволило установить следующее. При диапазоне удельной поверхности жизненного пространства гидробионтов ( $S/V$ ), составляющего 8 порядков величин, удельная интенсивность их дыхания изменяется в меньшей степени и находится в пределах  $10^{-2}$ — $10^3$  мг О · см<sup>-3</sup> · ч<sup>-1</sup>. При этом выявляется общая закономерность, имеющая большое практическое значение: с увеличением указанной величины интенсивность самоочищения водных экосистем возрастает. Несмотря на то что максимальная эффективность очистки воды связана с деятельностью микроорганизмов, скорость трансформации органического вещества климатическими сообществами обрастания естественных экосистем также высокая. В экосистеме Черного моря величина  $R_p$  достигает  $44 \cdot 10^{-3}$  мг О см<sup>-3</sup> · ч<sup>-1</sup>, что сопоставимо с интенсивностью трансформации органического вещества в биологических прудах и даже галечном биофильтре. Пресноводное обрастание характеризуется на порядок более низким потенциалом самоочищения (рис. IV.4.1).

#### 4.2. Роль мидий в санитарно-бактериологической мелиорации морских вод

В настоящее время наиболее сильное антропогенное воздействие на экосистемы Черного моря проявляется в бактериальном загрязнении его прибрежных акваторий. В этой связи особенно актуальной становится проблема использования для санитарно-бактериологической мелиорации морской среды высокого биологического потенциала массовых видов двустворчатых моллюсков-фильтраторов, способных в значительной мере влиять на процесс самоочищения прибрежных морских вод от разнообразной микрофлоры аллохтонного происхождения.

В последние десятилетия идея направленного использования двустворчатых моллюсков для гидробиологической мелиорации морской среды получила широкое признание (Larsson, 1985; Нижегородова, Нидзвецкая, 1987; Саенко, 1989; Gomoiu, 1989; Chojnacki, Ceronik, 1997; Александров, 2000). В литературе, посвященной проблемам санитарно-бактериологической мелиорации морской среды в СЗЧМ, широко раскрыта роль мидий *Mytilus galloprovincialis* как наиболее массовых и экологически пластичных двустворчатых моллюсков Черноморского бассейна (Нижегородова, Нидзвецкая, 1987; Губанов, Говорин, 1990; Dimitrescu, Telembici, 1994; Александров, 2000).

**Эффективность удержания и накопления бактерий мидиями в процессе фильтрации.** Черноморские мидии способны в условиях эксперимента отфильтровывать из нативной морской воды, искусственно загрязненной добавлением коммунально-бытовых стоков, значительные количества аллохтонной микрофлоры. При оптимальных для фильтрационной активности моллюсков температуре ( $18 \pm 1$  °С) и солености (15–16 ‰), а также при интенсивном водообмене скорость отфильтровывания бактериальной взве-

си моллюсками может достигать  $6,4 \cdot 10^4$ — $2,0 \cdot 10^7$  кл. · экз<sup>-1</sup> · ч<sup>-1</sup> у мидий длиной 17—18 мм и  $7,6 \cdot 10^5$ — $1,6 \cdot 10^8$  кл. · экз<sup>-1</sup> · ч<sup>-1</sup> у мидий длиной 55—60 мм (Говорин, 1991). Наблюдаемая при этом элиминация бактериальных клеток моллюском составляет 54,5—71,0 % для гетеротрофных (сапрофитных) бактерий и 68,0—76,0 % для БГКП, а также лактозоположительных колибактерий (ЛКБ) — общепринятых индикаторов антропогенного загрязнения морской среды и гидробионтов. Средние значения элиминации бактерий моллюском за одноразовое прохождение бактериальной взвеси через фильтрационный аппарат моллюска составляли 38,1—59,6 % для мидий размерной группы 17—18 мм и 49,9—63,6 % — для мидий длиной 55—60 мм.

Эксперименты по искусственному загрязнению мидий показывают, что наиболее интенсивное поглощение бактериальных клеток происходит в первые 2—6 ч фильтрации. Так, для мидий *M. galloprovincialis* из Средиземноморского бассейна интенсивность отфильтровываемых клеток *Escherichia coli* в начальный 4-часовой период фильтрации составляла 96,6 % (Charles et al., 1992). В опытах по изучению динамики накопления черноморскими мидиями бактерий из нативной морской воды в проточных условиях (общая микробная обсемененность (ОМЧ) поступающей к моллюскам воды составляла  $1,1 \cdot 10^6$ — $3,7 \cdot 10^7$  кл. · дм<sup>-3</sup>, а численность в ней БГКП варьировала от  $6,0 \cdot 10^2$  до  $1,4 \cdot 10^4$  кл. · дм<sup>-3</sup>) уже за первые 4—6 ч эксперимента ОМЧ сапрофитных бактерий в моллюсках возрастало в среднем с  $3,9 \cdot 10^5$  до  $1,6 \cdot 10^6$  кл. · г<sup>-1</sup>, а обсемененность БГКП — с  $1,8 \cdot 10^2$  до  $3,9 \cdot 10^3$  кл. · г<sup>-1</sup>.

После интенсивной адсорбции бактериальных клеток моллюском на начальной стадии этот процесс замедляется, выходя на стадию «плато», когда, очевидно, уравнивается процессом переваривания захваченных бактерий или же их выведения в интактном, неповрежденном виде вместе с фекалиями и псевдофекалиями (Bernard, 1989).

**Локализация захваченных моллюском бактериальных клеток и их последующая трансформация.** У мидий из СЗЧМ в экспериментах по изучению динамики накопления аллохтонных бактерий из морской среды, искусственно загрязненной хозяйственно-бытовыми стоками, бактериальная обсемененность распределялась по отдельным органам животного следующим образом: до 70 % захваченных моллюском сапрофитных бактерий и до 54 % ЛКБ обнаружено в печени (гепатопанкреасе), в жабрах эти величины составляли соответственно 17 и 26 %, в мантии концентрировалось до 10 % бактериальных клеток обеих групп микроорганизмов (табл. IV.4.1). На осталь-

ТАБЛИЦА IV.4.1. Соотношение микробной обсемененности отдельных органов мидий *M. galloprovincialis* в экспериментах по изучению элиминации моллюсками аллохтонных бактерий из морской среды, кл. · г<sup>-1</sup>

Группа	Мантия	Жабры	Печень	Гомогенат всех органов
Гетеротрофные бактерии, ОМЧ $n \cdot 10^5$	0,062	0,100	0,420	0,212
Лактозоположительные колибактерии, НВЧ $n \cdot 10^3$	0,023	0,062	0,130	0,095



ные мягкие ткани и органы, а также межстворчатую жидкость приходилось не более 3—10 % общей бактериальной контаминации моллюска.

Наблюдаемую концентрацию захваченных из окружающей среды бактерий в гепатопанкреасе мидии можно рассматривать как косвенное подтверждение того, что основная часть бактерий попадает в итоге в пищеварительную систему моллюска.

**Агглютинация жизнеспособных бактериальных клеток в фекалиях и псевдофекалиях моллюсков.** Параллельно с накоплением микроорганизмов в теле животного и их деструкцией в пищеварительной системе моллюска часть бактериальных клеток, не подвергшихся лизису и сохранивших жизнеспособность, вновь попадает в окружающую среду. Подобный процесс может проходить как в желудочно-кишечном тракте моллюска и заканчиваться выведением захваченных бактерий вместе с фекальными массами, так и в жаберном аппарате, где отфильтрованные, но не попавшие в органы пищеварения взвешенные частицы агглютинируются слизью и выводятся затем с псевдофекалиями. Данные об уровне концентрации жизнеспособных бактериальных клеток в агрегированных выделениях варьируют для каждого вида моллюска, однако большинство авторов сходятся во мнении, что эти величины незначительны по сравнению с интенсивностью деструкции микроорганизмов в теле животного (Harles et al., 1992). Так, несмотря на относительно высокое содержание бактерий в фекальных выделениях черноморских мидий в условиях эксперимента (численность гетеротрофных бактерий — до  $10^8$ , колибактерий — до  $10^6$  кл.  $\cdot$  г<sup>-1</sup> общей сырой массы выделений), совокупная концентрация микроорганизмов в фекалиях и псевдофекалиях не превышала 2—3 % их количества в объеме воды, фильтруемой моллюском за 1 ч. При этом контаминированность агрегированных выделений прямо пропорционально зависела от количества бактерий в окружающей моллюсков морской среде (Говорин, 1993).

Как показал статистический анализ результатов экспериментов по изучению процесса выведения мидиями не подвергшихся деструкции аллотонных бактерий вместе с фекалиями и псевдофекалиями, между интенсивностью выведения моллюском агрегированных выделений ( $4 \text{ г} \cdot \text{экз}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1}$ ) и размером особи ( $L_m$ , мм), а также его общей сырой массой ( $W_m$ , г) выявлены статистически достоверные зависимости с коэффициентом корреляции 0,930 и 0,932 соответственно ( $p < 0,01$ ):

$$\log(I_f) = -11,311 + 1,686 \log(L_m),$$

$$\log(I_f) = 5,305 + 0,638 \log(W_m).$$

Регрессионный анализ показал статистически достоверную зависимость также между микробной обсемененностью агрегированных выделений моллюска ( $C_s$ ) и численностью бактерий в морской воде ( $C_j$ , фильтруемой животным. Коэффициент корреляции для сапрофитных бактерий (ОМЧ) составлял 0,971, для санитарно-показательных бактерий кишечной группы (БГКП и ЛКБ) — соответственно 0,965 и 0,954. На основании полученных данных были построены следующие модели линейной зависимости для

каждой из контролируемых групп микроорганизмов с 99%-ми доверительными интервалами ( $p < 0,01$ ):

$$\text{ОМЧ} - \log (C_T) = 4,989 + 0,689 \log (C_w), \quad (SE = 0,323),$$

$$\text{БГКП} - \log (C_T) = 3,887 + 0,745 \log (C_w), \quad (SE = 0,601),$$

$$\text{ЛКБ} - \log (C_T) = 4,876 + 0,549 \log (C_w), \quad (SE = 0,442).$$

Основная часть бактерий концентрируется на поверхности агрегированных выделений, будучи адсорбированными слизистыми веществами их оболочки. При этом речь, видимо, может идти лишь о начальной, обратной, стадии адсорбции микроорганизмов на поверхности фекальных частиц, так как при активных механических воздействиях, способных разрушить их оболочки, до 61—77 % содержащихся в них бактериальных клеток могут вновь перейти во взвешенное состояние уже за 24 ч опыта (Говорин, 1993). Этот процесс также в значительной мере ослабляет позитивное значение седиментации аллохтонных бактерий из морской среды вместе с агрегированными выделениями моллюсков, микрофлора которых может в дальнейшем утилизироваться обитающими на дне детритофагами.

**Роль мидий в формировании санитарно-бактериологических характеристик морской среды Одесского побережья в условиях сильных антропогенных нагрузок.** Оценка в 1989—1992 гг. санитарно-микробиологических характеристик морской среды в районе м. Большой Фонтан показала относительно высокий потенциал биомелиорации морских вод культивируемыми моллюсками (Говорин и др., 1994). Несмотря на то что район наблюдений был подвержен сильному и практически постоянному воздействию подводного выпуска коммунально-бытовых сточных вод (Говорин, Адобовский, 1992), прохождение водных масс через ряд модульных мидийных установок «Риф» в 76 % случаев сопровождалось статистически достоверным ( $p < 0,05$ ) уменьшением их бактериальной загрязненности. При относительно высокой контаминации морской воды в акватории гетеротрофными микроорганизмами ( $10^5$ — $10^7$  кл.-дм<sup>-3</sup>) и бактериями группы кишечных палочек ( $10^2$ — $10^4$  кл. дм<sup>-3</sup>) максимальный положительный эффект биомелиорации достигал 87—92 %, а средние значения уменьшения бактериальной обсемененности водных масс после их прохождения через ряд мидийных установок составляли, за многолетний период наблюдений, 43—52 %. Эффективность элиминации бактерий в среднем горизонте (глубина 5 м) была стабильно более высокой, чем в придонном (10 м), среднее уменьшение численности гетеротрофных бактерий в воде здесь составляло соответственно 52,3 и 33,7 %, колибактерий — 65,1 и 44,0 % (табл. IV.4.2). Подобные различия были связаны прежде всего с изменением численности и биомассы мидий на носителе в зависимости от глубины, поскольку до 47 % всей биомассы моллюсков было сосредоточено в верхней части носителя и только 18,5 % — в придонном горизонте (Адобовский и др., 1989).

Одним из косвенных подтверждений эффективности работы мидийного биофильтра может служить уровень накопления бактерий в тканях и органах самих моллюсков. Численность контролируемых групп микроорганизмов



ТАБЛИЦА IV.4.2. Наблюдаемое снижение бактериальной обсемененности морской модульные мидийные носители «Риф» на различных

Годы	H, м	N	ОМЧ, $n \cdot 10^5$		
			I	II	III
1989	5	10	18,16 ± 7,40	10,21 ± 2,56	44 ± 9
	10	10	24,99 ± 9,80	16,49 ± 4,27	34 ± 7
1990	5	10	13,57 ± 5,15	6,16 ± 1,86	55 ± 6
	10	10	14,25 ± 5,24	9,01 ± 4,38	37 ± 7
1991	5	9	15,44 ± 6,98	7,15 ± 3,87	54 ± 7
	10	9	16,42 ± 2,84	10,67 ± 2,60	35 ± 8
1989—1991	5	29	15,35 ± 3,66	7,46 ± 2,27	51 ± 4
	10	29	17,81 ± 3,96	11,49 ± 3,52	35 ± 5

Примечания. H — горизонт наблюдения; N — количество наблюдений; численность бактерий в мор- уменьшение численности, %.

в мидиях была стабильно высокой на протяжении многолетнего периода наблюдений вследствие практически постоянного бактериального загрязнения акватории. В верхней части носителя (горизонт 5–6 м) численность гетеротрофных бактерий в животных составляла  $3,45 \pm 1,27 \cdot 10^5$  кл. · г<sup>-1</sup>,

содержание в них БГКП и ЛКБ — соответственно  $1,23 \pm \pm 0,61 \cdot 10^4$  и  $1,54 \pm 0,54 \times 10^4$  кл. · г<sup>-1</sup>, у мидий из придонного горизонта 9–10 м аналогичные показатели были несколько ниже — соответственно  $2,70 \pm 0,79 \times 10^5$ ;  $0,79 \pm 0,51 \cdot 10^4$  и  $0,67 \pm \pm 0,40 \cdot 10^4$  кл. · г<sup>-1</sup>. Преобладание более загрязненных мидий в верхней части установки «Риф», в сочетании с неравномерным рас-

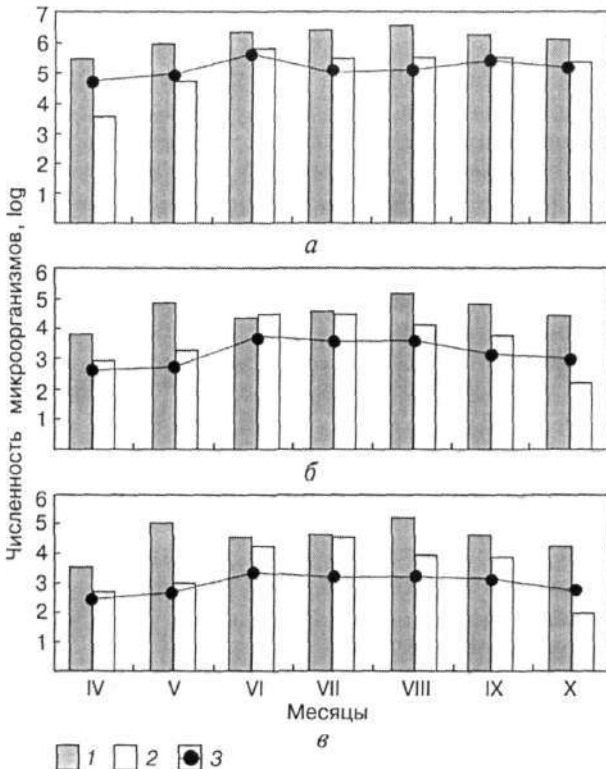


РИС. IV.4.2. Бактериальная контаминация морской воды (глубина 5–10 м), культивируемых мидий и биоотложений моллюсков (глубина 11 м) в районе размещения модульных мидийных установок «Риф» (средние значения за 1989–1991 гг.):

а — общая микробная обсемененность гетеротрофных бактерий; б — коли-индекс БГПК; в — НВЧ ЛКБ; / — морская вода; 2 — мидии; 3 — биоотложения

воды (среднее  $\pm$  стандартное отклонение) после прохождения водных масс через горизонты наблюдения (район м. Большой Фонтан)

БГКП, $n \cdot 10^3$			НВЧ ЛКБ, $n \cdot 10^3$		
I	II	III	I	II	III
53,0 $\pm$ 36,0	21,0 $\pm$ 12,0	60 $\pm$ 11	21,0 $\pm$ 10,0	12,0 $\pm$ 4,0	41 $\pm$ 12
24,0 $\pm$ 11,0	15,0 $\pm$ 4,0	35 $\pm$ 10	51,0 $\pm$ 27,0	32,0 $\pm$ 10,0	40 $\pm$ 11
67,0 $\pm$ 24,0	31,0 $\pm$ 10,0	52 $\pm$ 6	136,0 $\pm$ 53,0	54,0 $\pm$ 24,0	61 $\pm$ 5
93,0 $\pm$ 59,0	58,0 $\pm$ 31,0	38 $\pm$ 9	112,0 $\pm$ 52,0	64,0 $\pm$ 36,0	43 $\pm$ 10
8,0 $\pm$ 3,0	4,0 $\pm$ 2,0	50 $\pm$ 8	65,0 $\pm$ 36,0	22,0 $\pm$ 9,0	66 $\pm$ 10
4,0 $\pm$ 1,0	3,0 $\pm$ 1,0	29 $\pm$ 8	24,0 $\pm$ 8,0	17,0 $\pm$ 4,0	30 $\pm$ 11
47,0 $\pm$ 17,0	22,0 $\pm$ 10,0	54 $\pm$ 5	85,0 $\pm$ 26,0	37,0 $\pm$ 11,0	57 $\pm$ 5
49,0 $\pm$ 28,0	32,0 $\pm$ 27,0	35 $\pm$ 5	71,0 $\pm$ 25,0	44,0 $\pm$ 26,0	38 $\pm$ 6

ской воде, кл.  $\cdot$   $dm^{-3}$ : I — до пересечения с установкой «Риф», II — после пересечения; III —

пределением по вертикали биомассы самих моллюсков, может служить возможным объяснением наблюдаемых различий в эффективности биомелиорации на горизонтах 5 и Юм.

Численность жизнеспособных сапрофитных микроорганизмов (ОМЧ) непосредственно в биоотложениях культивируемых мидий составляла  $7,5 \cdot 10^4$ — $4,7 \cdot 10^5$  кл.  $\cdot$   $g^{-1}$  сырой массы мидиевого ила, собранного с бетонных плит-оснований установки, а содержание БГКП и ЛКБ в биоотложениях варьировало от  $1,0 \cdot 10^2$  до  $7,0 \cdot 10^3$  кл.  $\cdot$   $g^{-1}$ . Уровень бактериальной обсемененности мидийных биоотложений менялся с течением времени и в целом отражал санитарно-бактериологическое состояние морской среды и культивируемых моллюсков в момент отбора проб (рис. IV.4.2).

Статистически достоверная зависимость между обсемененностью биоотложений сапрофитными бактериями и ЛКБ и их численностью в морской воде придонного горизонта (Юм) не установлена. Была выявлена только относительно слабая корреляция между К-И БГКП в биоотложениях и в морской воде придонного горизонта ( $r=0,672$ ). В то же время необходимо учитывать, что ресуспендирование биоотложений, возникающее при активном штормовом перемешивании или сильных придонных течениях, может приводить к высвобождению части жизнеспособных бактериальных клеток, связанных в агрегированных выделениях моллюсков, и вторичному загрязнению акватории, ослабляя тем самым позитивную роль процесса седиментации мидиями аллохтонных бактерий из морской среды (Говорин, 1993).

### 4.3. Управление качеством водной среды с помощью макрофитов

Рекреационный потенциал морской прибрежной экосистемы во многом определяется качеством водной среды. При этом санитарные показатели качества воды, а также богатство биоразнообразия морских прибрежных



экосистем напрямую зависят от трофического статуса. Чем больше в водной среде растворено органических и минеральных питательных веществ, тем выше продукционная функция водной растительности и опасность снижения санитарных показателей, сокращения биоразнообразия и потери рекреационного потенциала побережья. Таким образом, морская растительность (а для береговых экосистем — донные водоросли — макрофиты) — это тот ключевой объект, с помощью которого можно не только оценивать, но и проводить локальное регулирование качества морских прибрежных вод.

Водная растительность впитывает растворенные в морской воде питательные вещества через всю внешнюю поверхность таллома. Данный принцип был использован для оценки качества морской среды на основании параметров поверхности водорослей макрофитов. Сегодня известны количественные закономерности, связывающие поверхность водной растительности с качеством среды. В чистых, олиготрофных водах произрастают крупные многолетние, малоразветвленные макрофиты, на единицу их массы приходится небольшая площадь активной поверхности, через которую из морской среды поглощаются растворенные питательные вещества. По мере эвтрофикации экосистемы изменяется морфологический портрет растительности и в структуре сообществ начинают преобладать мелкие разветвленные виды, способные очень интенсивно поглощать растворенные питательные вещества (рис. IV.4.3). Виды с низким коэффициентом удельной поверхности, представляющие собой индикаторы хорошего состояния прибрежных морских вод, заменяются мелкоразветвленными,

ТАБЛИЦА IV.4.3. Влияние сообществ макрофитов, произрастающих на 1 м<sup>2</sup> субстрата, на качество морской среды при существующем трофическом уровне в Одесском заливе

Показатель	Значение	
	среднее	максимальное
Производство растительного вещества, г · сут <sup>-1</sup>	28,9	48,4
Производство растворенного органического вещества, г · сут <sup>-1</sup>	11,06	17,4
Выделение кислорода, г O <sub>2</sub> · сут <sup>-1</sup>	26,5	36,7
Поглощение минимальное, мг · сут <sup>-1</sup>		
N	1195,4	1650,3
P	181,8	252,1
Связывание в биомассе, мг · сут <sup>-1</sup>		
N	162,0	271,0
P	16,2	27,1

нитчатными видами с высокими показателями удельной поверхности, большие скопления которых в береговой зоне могут свидетельствовать о неблагоприятной экологической обстановке.

Сообщества макрофитов — это эффективный гидробиологический объект, с помощью которого происходит изменение гидрохимических параметров морской среды (табл. IV.4.3). Наличие твердого субстрата, необходимого для развития сообществ макрофитов, может существенно влиять на качество водной среды в прибрежных экосистемах.

После широкомасштабного строительства на Одесском побережье в 1960-х годах системы берегоукрепительных

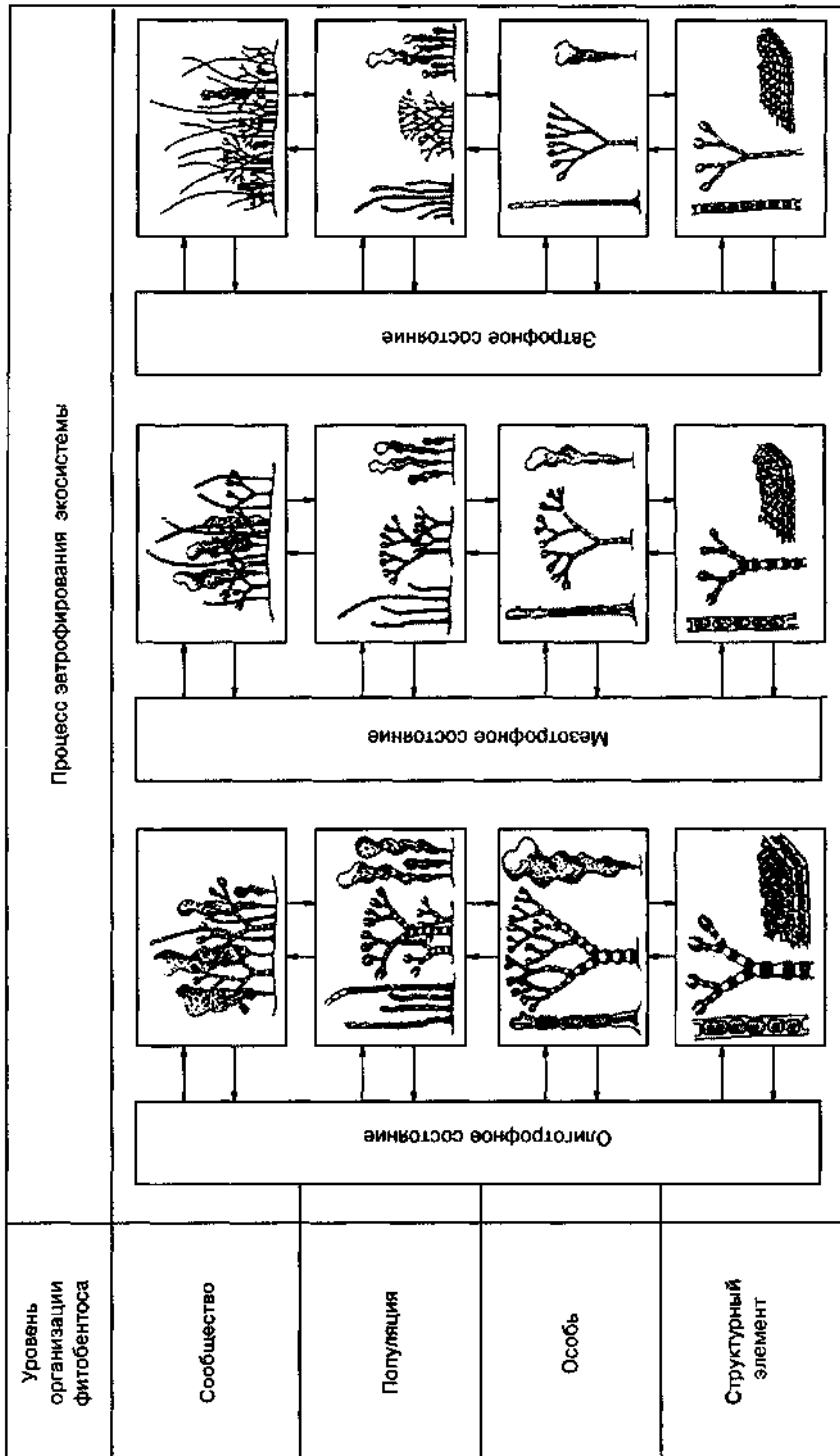


Рис. IV.4.3. Морфофункциональные реакции макрофитов различных уровней организации на увеличение трофности водной среды

сооружений и массовой отсыпки песка, под которым были погребены выходы естественного понтического известняка, в районе пляжей радикально изменился биотоп развития подводной растительности. В 1960-х годах при средней интенсивности автотрофного процесса около 60 ед. ИПФ (см. ч. II, гл. 4.2) в Одесском заливе месячная валовая продукция фитобентоса с 1 м<sup>2</sup> твердого субстрата в среднем составляла 0,520 кг сырой растительной массы. В тот период на участке побережья от м. Ланжерон до м. Большой Фонтан твердый субстрат в виде каменистых гряд на песчаном грунте составлял 15 % (Зенкевич, 1960), что соответствует 32 9157 м<sup>2</sup>. Ежемесячная продукция фитобентоса на данном участке побережья составляла около 170 т. За 30-летний период участок Одесского побережья от порта до м. Большой Фонтан был полностью реконструирован в связи с берегоукрепительными работами. В настоящее время, по данным Укрюжгидрокоммунстроя, площадь подводных гидросооружений, которыми был заменен природный биотоп фитобентоса, составляет более 300 000 м<sup>2</sup>. В тот же период в связи с эвтрофикацией возрос уровень продукционного процесса и месячная валовая продукция с 1 м<sup>2</sup> твердого субстрата в среднем возросла до 0,890 кг, при этом валовая продукция на данном участке, в соответствии с современными площадями гидротехнических сооружений, составляет около 270 т в месяц. Таким образом, несмотря на то что в процессе антропогенного вмешательства биотоп донной растительности был сокращен на 29 000 м<sup>2</sup>, месячная валовая продукция в результате повышения функциональной активности автотрофных сообществ в среднем увеличилась на 100 т, т. е. сокращение количества твердого субстрата не стало негативным фактором, а наоборот компенсировало процесс эвтрофикации.

В настоящее время практически единственным субстратом для развития водорослей-макрофитов на Одесском побережье служат подводные поверхности травосов и волнолом. Твердый субстрат создает возможность для первичного продуцирования органического вещества водной растительностью в прибрежной зоне, будучи катализатором процесса, который формирует трофический статус морского побережья. На участках, где наблюдаются повышенные концентрации искусственного субстрата и создаются возможности для интенсивного развития водорослей-макрофитов, трофический статус может локально увеличиваться. При этом повышенная концентрация органического вещества незамедлительно оказывает воздействие на структуру растительности и в сообществе начинают преобладать виды с высокими показателями удельной поверхности, которые имеют явное преимущество для развития в загрязненных условиях.

На рис. TV.4.4 показана зависимость между концентрацией искусственного субстрата гидротехнических сооружений ( $K_c$ ) на одесских пляжах и характером распределения растительности, развивающейся на волноломах. Увеличение  $K_c$  сопровождается накоплением избыточного органического вещества в акваториях бассейна, что приводит к увеличению развития красных, синезеленых и диатомовых водорослей, заменяющих зеленые.

Таким образом, создание искусственных биотопов для закрепленной растительности и контроль за образуемой биомассой — реальный путь управ-

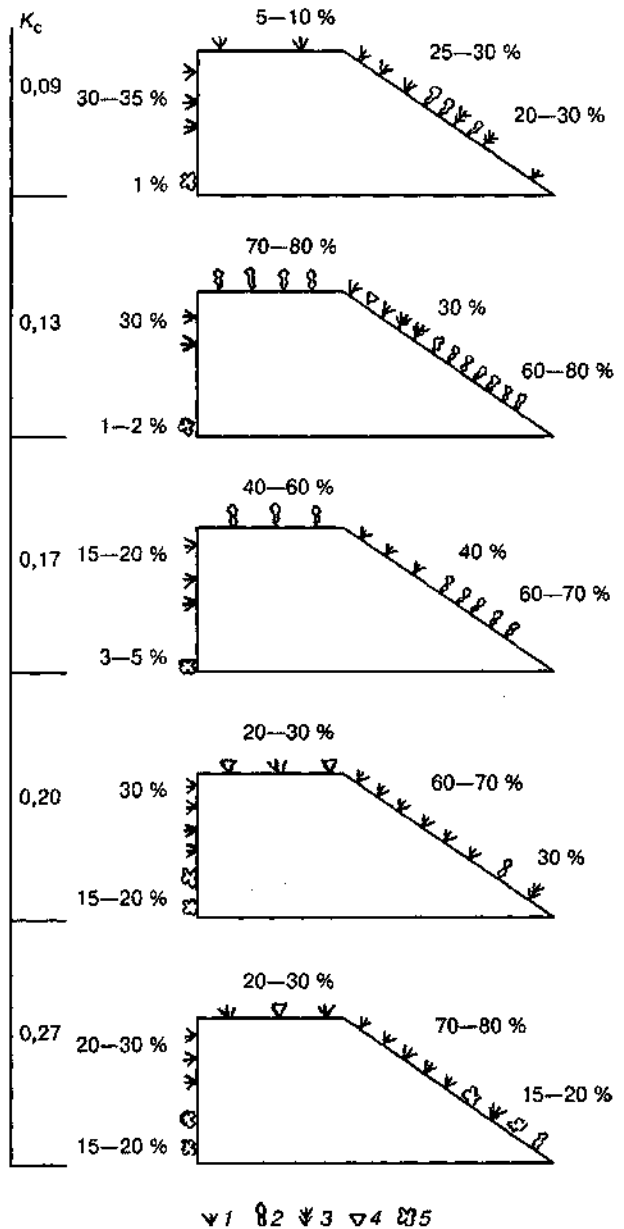
РИС. IV.4.4. Зависимость проективного покрытия и соотношение видового состава водорослей на различных поверхностях волнолома в зависимости от коэффициента  $K_c$ :

1 — Ceramium; 2 — Enteromorpha; 3 — Cladophora; 4 — комплекс диатомовых sp.; 5 — Spirulina

ления процессом образования органического вещества в прибрежных экосистемах, а следовательно, и контроля за качеством водной среды.

В прибрежных экосистемах реализация продукционного процесса потенциально может осуществляться двумя экологическими группировками водорослей. При высоком уровне антропогенной эвтрофикации и отсутствии твердого субстрата продукционный процесс реализуется через одноклеточные формы фитопланктона (рис. IV.4.5). При цветении фитопланктона образуемое органическое вещество распределено во всем объеме водной толщи, а короткий жизненный цикл высокофункциональных одноклеточных водорослей способствует быстрому отмиранию растительной биомассы, что усиливает вторичную эвтрофикацию и еще больше усугубляет экологическую обстановку. С технической точки зрения управление таким процессом в природных экосистемах практически неосуществимо, и поэтому данный процесс представляет собой один из наиболее нежелательных сценариев реакции автотрофного звена на эвтрофикацию.

При создании в прибрежных экосистемах искусственных биотопов, пригодных для заселения макроскопическими формами водорослей, появляет-



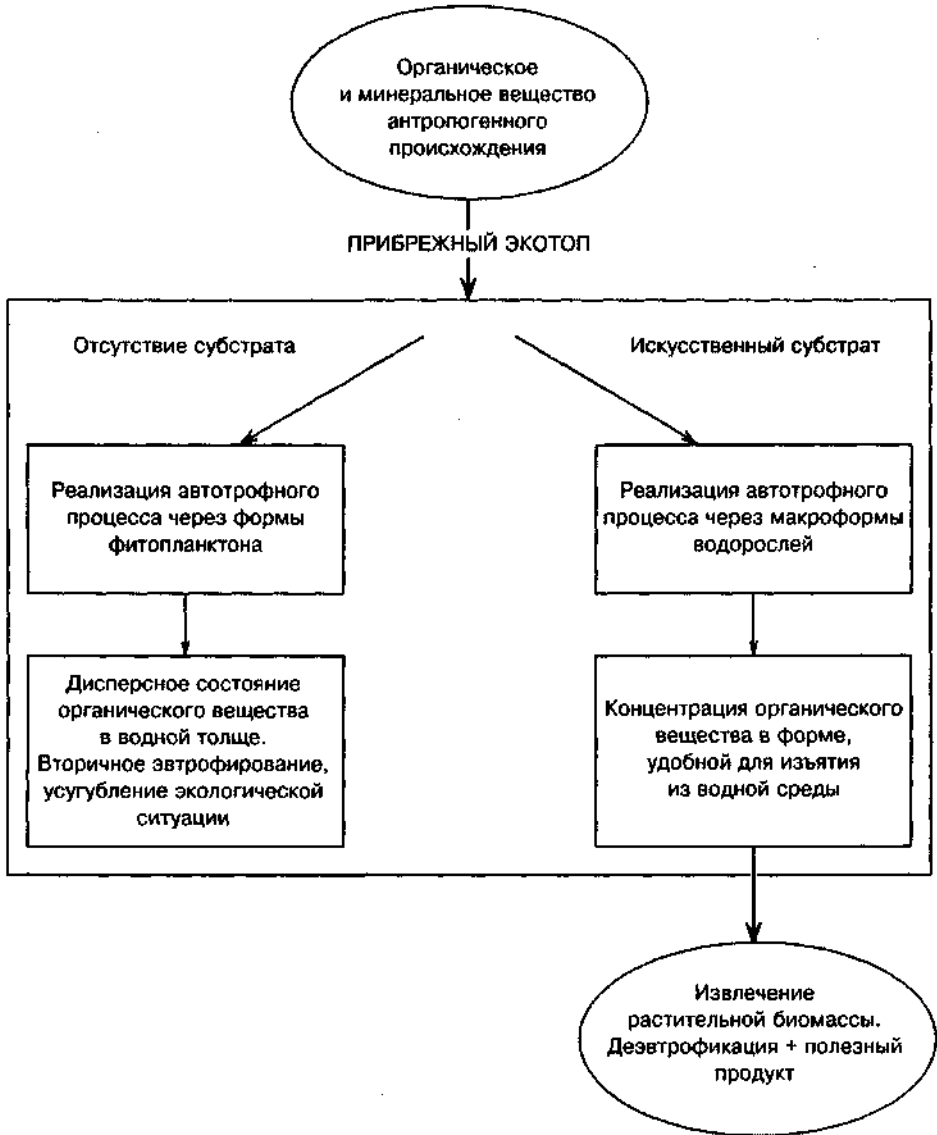


Рис. IV.4.5. Схема возможного регулирования продукционного процесса в прибрежной зоне моря

ся возможность частичного регулирования уровня трофности путем изъятия из экосистемы концентрированного органического вещества в форме растительной биомассы макрофитов (рис. IV.4.5). Результаты, полученные при морфофункциональных исследованиях фитобентоса, могут дать конкретные ответы для решения инженерно-технических задач основных этапов данной схемы:

- исходная оценка уровня трофности прибрежной экосистемы, в которой планируется проводить регулирование продукционного процесса;
- определение типа субстрата и расчет концентрации твердого субстрата при искусственном внесении в водную среду в качестве биотопа для макроформ водорослей;
- прогноз флористической структуры, продукционных параметров и изменения гидрохимических параметров водной среды в результате функционирования фитообрастания, сформировавшегося на искусственных субстратах;
- определение периода извлечения растительной биомассы для поддержания необходимого качества водной среды и недопущения эффекта вторичного загрязнения;
- выявление видов, которые составят основу растительной биомассы, с целью проведения поисково-технологических работ по выявлению полезных свойств сырья (см. ч. IV, гл. 3), получаемого с фитопозитивных поверхностей.

Различные аспекты теоретических разработок, связанные с вопросами формирования морфофункциональной организации фитобентоса, могут быть непосредственно использованы при решении прикладных вопросов управления продукционным процессом и качеством водной среды в береговых зонах. Такой путь позволяет осуществлять искусственный процесс деэвтрофикации, направленный на снижение трофического статуса, восстановление качества водной среды и повышение рекреационного потенциала морского побережья.

#### **4.4. Управление качеством водной среды с помощью обрастания твердых субстратов**

В основе подходов к управлению качеством водной среды с помощью твердых субстратов лежит теория В.И. Вернадского о «биокосных телах», а также современные представления о физико-химических и биологических взаимодействиях на граничных поверхностях. Сообщество обрастания, формирующееся на твердых поверхностях, играет ключевую роль в процессах трансформации вещества и энергии водных экосистем. Например, в Черном море до 74 % первичной продукции и 90 % деструкции органического вещества в прибрежной зоне моря приходится на обрастание (Alexandrov, 1998). Большинство технических средств очистки пресных и морских вод от загрязнения также используют свойства сообществ прикрепленных организмов.

Теоретические представления о взаимосвязи биологических характеристик сообщества обрастания с геометрией твердых субстратов были разработаны для водорослей (Хайлов и др., 1994). В дальнейшем при использовании аналогичных подходов были выведены обобщающие зависимости, что позволило прогнозировать структурно-функциональные характеристики сообщества животных-обрастателей по величине заселяемой ими поверхно-

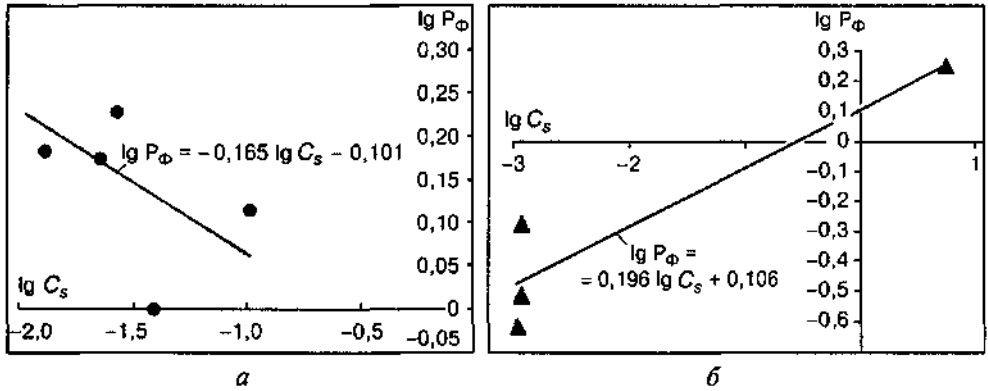


РИС. IV.4.6. Связь продукции фитопланктона ( $P_{\phi}$ ) с удельной поверхностью твердого субстрата ( $C_s$ ). Мелиоративный эффект обрастания оценивался по соотношению абсолютных значений продукции фитопланктона за и в пределах его жизненного пространства ( $K_{\text{бжл}}$ ):

а — макрообрастание с фильтраторами (морские водоемы); б -- микрообрастание (пресноводные водоемы)

сти (Александров, Юрченко, 2000). Переходным этапом к оценке мелиоративного эффекта обрастания стало установление количественных зависимостей показателей качества водной среды с характеристиками сообщества, учитывающими как растения, так и животных одновременно. Однако в разработанных уравнениях для прогнозирования абсолютных значений этих показателей не учтено их реальное содержание в воде (Александров, 2000). С целью устранения данного недостатка, а также для выведения количественных зависимостей, более удобных для расчетов оптимальной геометрии твердых субстратов, мелиоративный эффект было предложено оценивать по величине отношения абсолютных значений показателей качества водной среды за и в пределах объема ближайшего жизненного пространства обрастания ( $V_{\text{бжл}}$ ), определяемого как «геометрический объем воды в пределах контура обрастания» (Хайлов и др., 1994).

Установлено, что увеличение удельной поверхности твердого субстрата способствует повышению общей биомассы беспозвоночных обрастания и интенсификации самоочистки воды в результате их дыхания. Выведенные зависимости с высокой степенью значимости позволяют прогнозировать структурно-функциональные характеристики сообщества по физическим параметрам заселяемой им поверхности (табл. IV.4.4). Например, если соотношение поверхности твердого субстрата к площади дна, на котором он размещен ( $S/S_0$ ), равно единице, то можно ожидать, что биомасса обрастания достигнет  $277 \text{ г} \cdot \text{м}^{-3}$  сухого беззольного вещества, а суточная интенсивность самоочистки вследствие катаболизма органического вещества в процессе дыхания составит около  $3 \text{ г} C_{\text{орг}} \cdot \text{м}^{-3}$  в  $K_{\text{бжл}}$ .

Для обрастания, включающего как животных, так и водоросли, увеличение площади твердого субстрата в пределах  $V_{\text{бжл}}$  приводит к снижению содержания минерального фосфора, взвешенного органического вещества

ТАБЛИЦА IV.4.4. Параметры зависимости вида  $\lg Y = \lg a + b \lg X$  между характеристиками структурно-функциональной организации сообщества обрастания, его обитаемого пространства и мелиоративного воздействия на водную среду

Зависимость	<i>n</i>	<i>r</i>	$\lg a$	<i>B</i>
$DW_3 = f(C_2)$	43	0,64*	$-0,104 \pm 0,477$	$0,846 \pm 0,157$
$R = f(C_2)$	42	0,55*	$-0,563 \pm 0,563$	$0,830 \pm 0,201$
$P_{\text{вал}} = f(V_{\text{блп}})$	46	0,34*	$-0,459 \pm 0,124$	$0,040 \pm 0,016$
$DW_3 = f(S/S_0)$	43	0,89*	$-0,557 \pm 0,288$	$1,112 \pm 0,091$
$R = f(S/S_0)$	42	0,91*	$-0,883 \pm 0,275$	$1,223 \pm 0,087$
$V_{\text{блп}}/V_{\text{ф}} = f(S/S_0)$	42	-0,76*	$-1,342 \pm 0,463$	$-1,087 \pm 0,146$
$S/V_{\text{ф}} = f(S/S_0)$	42	-0,35*	$-1,940 \pm 0,469$	$-0,328 \pm 0,148$
$S_{\text{ф}}/V_{\text{ф}} = f(S/S_0)$	42	-0,17	$-0,553 \pm 0,433$	$-0,153 \pm 0,137$
$N_{\text{мин}} = f(S/S_0)$	46	-0,30*	$-0,166 \pm 0,159$	$-0,091 \pm 0,043$
$N_{\text{вал}} = f(S/S_0)$	42	-0,44*	$-0,258 \pm 0,163$	$-0,158 \pm 0,051$
$P_{\text{вал}} = f(S/S_0)$	42	0,27	$0,022 \pm 0,127$	$0,065 \pm 0,035$
$O_{\text{ж}} = f(S/S_0)$	42	-0,35*	$-0,039 \pm 0,053$	$-0,040 \pm 0,017$
$\text{BOB} = f(S/S_0)$	41	0,31	$0,313 \pm 0,281$	$0,186 \pm 0,090$
$P_{\text{ф}} = f(S/S_0)$	46	-0,18	$-0,003 \pm 0,569$	$-0,187 \pm 0,156$
$N_{\text{мин}} = f(DW_3)$	42	-0,50*	$-0,322 \pm 0,147$	$-0,139 \pm 0,038$
$N_{\text{вал}} = f(DW_3)$	42	-0,53*	$-0,369 \pm 0,153$	$-0,158 \pm 0,039$
$O_{\text{ж}} = f(DW_3)$	42	-0,36*	$-0,056 \pm 0,053$	$-0,033 \pm 0,014$
$\text{BOB} = f(DW_3)$	41	0,35*	$0,407 \pm 0,278$	$0,166 \pm 0,072$
$\text{БПК}_5 = f(S_{\text{ф}}/V_{\text{ф}})$	42	-0,11	$-0,088 \pm 0,208$	$-0,052 \pm 0,075$

Примечания. Показатели: 1) обитаемого пространства обрастания:  $V_{\text{блп}}$  — объем ближайшего жизненного пространства, см<sup>3</sup>;  $C_2$  — удельная поверхность твердого субстрата (или концентрация обрастающей поверхности в объеме жизненного пространства,  $S/V_{\text{блп}}$ ), м<sup>-1</sup>;  $S/S_0$  — коэффициент упаковки твердого субстрата (суммарная площадь твердого субстрата к площади дна, на которой он расположен); 2) структурно-функциональной организации обрастания:  $DW_3$  — общая биомасса сухого беззольного вещества беспозвоночных обрастания, приведенная к  $V_{\text{блп}}$ , мг · см<sup>-3</sup>;  $R$  — интенсивность дыхания, Дж · см<sup>-1</sup> · сут<sup>-1</sup>;  $V_{\text{ф}}$  — суточная интенсивность фильтрации воды обрастания, приведенная к  $V_{\text{блп}}$ ,  $S$  и  $S_0$  — фотосинтетической поверхности водорослей макрофитов; 3) мелиоративного эффекта:  $N_{\text{мин}}$  — содержание азота минерального,  $N_{\text{вал}}$  — азота валового,  $P_{\text{вал}}$  — фосфора валового,  $O_{\text{ж}}$  — насыщение воды кислородом,  $\text{BOB}$  — содержание взвешенного органического вещества,  $P_{\text{ф}}$  — продукция фитопланктона,  $\text{БПК}_5$  — биохимическое потребление кислорода. Звездочкой обозначено критическое значение коэффициента корреляции (*r*), превышающее 5%-й уровень значимости (достоверные для 95%-й вероятности).

(BOB) и повышению насыщения воды кислородом. По сравнению со всеми исследованными показателями качества водной среды изменение кислородного режима было незначительным и не выходило за пределы 80 % насыщения. Одновременно с этим в результате преобладающего функционального воздействия беспозвоночных обрастания отмечалось увеличение содержания валового азота вследствие метаболических выделений животных. Однако осаждение фосфатов на дно с фекалиями и псевдофекалиями фильтраторов снижает угрозу эвтрофирования акваторий. Подтверждение этому — сбалансированность содержаний азота и фосфора. Вблизи обрастающих поверхностей их соотношение оставалось относительно стабильным ( $N/P = 24 \pm 2$ ) при более чем 10-кратном колебании абсолютных значений. Высокий диапазон изменчивости показателей качества среды — до 3 порядков величин, для которого были выведены расчетные уравнения,

позволил учесть влияние их концентрации на скорость утилизации обрастанием.

При прогнозировании мелиоративного эффекта необходимо учитывать особенности биологической структуры обрастания. Присутствие животных-фильтраторов — характерного компонента климаксного сообщества, приводит к многократному увеличению  $У_{\text{биот}}$ . При этом характер влияния сообщества на некоторые показатели качества среды, например продукцию фитопланктона —  $P_{\phi}$ , изменяется на противоположный по сравнению с микросообществом (бактериально-водорослевой пленкой). Прямая связь между  $P_{\phi}$  и площадью твердого субстрата в случае преобладающего развития микросообщества объясняется снижением скорости течения воды за счет сил трения, возникающих у его поверхности, что усиливает седиментацию взвеси, увеличивает прозрачность воды и, следовательно, интенсифицирует фотосинтез. Присутствие в обрастании фильтраторов изменяет данную связь на обратную вследствие потребления ВОВ, в том числе и фитопланктона (рис. IV.4.6). Известно, что макрообрастание наиболее характерно для морских водоемов и представлено здесь более чем 2000 видов растений и животных, в том числе не менее 500 видов фильтраторов (Морское обрастание, 1957). В пресных водах обрастание формируется главным образом представителями микросообщества (бактериями, одноклеточными водорослями, простейшими и коловратками), фильтраторы имеют здесь всего несколько десятков видов. Отмечено, что если в морском обрастании моллюски — это, как правило, эдификаторы сообщества, то в пресных водах они занимают более скромное место (Протасов, 1994). Мелиоративная роль микросообщества была изучена на водоемах дельты Дуная, а зрелого обрастания с присутствием характерных видов фильтраторов (макросообщество) — в прибрежной зоне моря. Выведенные зависимости яю оценке мелиоративного действия твердых субстратов относительно ВОВ<sup>4</sup> могут быть использованы и для пресноводного обрастания в случае присутствия в нем моллюсков *Dreissena*, *Pisidium*, *Sphaerium* и *Unionidae*, губок либо иных крупных фильтраторов.

Сопоставление приведенных в литературе данных с вычислениями мелиоративного эффекта, рассчитанного по формуле  $ВОВ = 2,553 \cdot DW^{0,166}$  (табл. IV.4.4), показала хорошие прогностические возможности относительно фито- и бактериопланктона как характерных компонентов сестона. Отклонение степени сокращения биомассы фитопланктона за счет фильтрационного питания дрейсены в голландских лагунах, вычисленное по данной формуле, составило 25,8 % приведенных значений (Reeders, Bijole, 1990). Различие между прогностической и реально определенной величиной очищающей способности искусственного рифа от гетеротрофных бактерий составило 12 % для мидийного обрастания на глубине 5 м и 38 % — на глубине 10 м (Говорин, Адобовский, Катков, 1994).

Выведенные зависимости (табл. IV.4.4) могут быть использованы для определения оптимальных параметров искусственных субстратов с мелиоративным эффектом при создании гидротехнических сооружений различного назначения.