

В.А. ИВАНОВ, Ю.С. ТУЧКОВЕНКО

**ПРИКЛАДНОЕ
МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ
КАЧЕСТВА ВОД
ШЕЛЬФОВЫХ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ**

НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ НАУК УКРАИНЫ
МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ УКРАИНЫ

Морской гидрофизический институт
Одесский государственный экологический университет

В. А. ИВАНОВ, Ю. С. ТУЧКОВЕНКО

**Прикладное
математическое моделирование
качества вод шельфовых морских
экосистем**

Севастополь
2006

Прикладное математическое моделирование качества вод шельфовых морских экосистем / В.А. Иванов, Ю.С. Тучковенко; НАН Украины, Морской гидрофизический институт.— Севастополь, 2006.— с. 368, ил. 102, табл. 19, библ. 169.

Приведены результаты исследования современного экологического состояния шельфовых морских экосистем, подверженных сильному антропогенному влиянию, и оценки реальных возможностей управления качеством их вод, полученные с использованием методов численного математического моделирования природных процессов в морской среде.

Предложенная модель использована как инструмент для прогнозирования экологических последствий, оценки целесообразности и эффективности различных управленческих решений, направленных на сохранение и улучшение качества вод исследуемых водных объектов.

Предназначена для управленческих организаций, научно-исследовательских, проектных институтов, естественных факультетов университетов.

Прикладні математичні моделювання якості вод шельфових морських екосистем / В.О. Іванов, Ю.С. Тучковенко; НАН України, Морський гідрофізичний інститут.— Севастополь, 2006.— с. 368, іл. 102, табл. 19, библ. 169.

Приведені результати дослідження сучасного екологічного стану шельфових морських екосистем, що зазнають значного антропогенного впливу, та оцінки реальних можливостей управління якістю їхніх вод, отримані з використанням методів числового математичного моделювання природних процесів у морському середовищі.

Запропонована модель використовувалася як інструмент для прогнозування екологічних наслідків, оцінки доцільності та ефективності різних управлінських рішень, спрямованих на збереження і поліпшення якості вод досліджуваних водних об'єктів.

Призначена для управлінських організацій, науково-дослідних, проектних інститутів, природних факультетів университетів.

Рецензенти:

С.А. Добролюбов, зам. декана географического факультета Московского государственного университета, член-корреспондент РАН, профессор;

Е.И. Никифорович, зав. отделом моделирования гидротермодинамических процессов Института гидромеханики НАН Украины, доктор физ.-мат. наук, профессор

Утверждено к печати РИСО МГИ НАН Украины

© Морской гидрофизический институт
НАН Украины, 2006

© В.А. Иванов, Ю.С. Тучковенко, 2006

ISBN 978-966-02-4249-4

ВВЕДЕНИЕ

Рост численности человечества и научно-технический прогресс привели к активизации техногенных воздействий на окружающую среду. Антропогенные нагрузки на биосферу в настоящее время не только соизмеримы с природными процессами и циклами, но во многих случаях превосходят их и превышают самовосстанавливающие способности и свойства природных экосистем. В результате возникают необратимые последствия для природных и антропогенных систем.

Важнейшей составной частью природной среды является гидросфера, более 97 % которой составляет Мировой океан. В ближайшем будущем человечеству предстоит решить проблемы, связанные с истощением запасов многих природных ресурсов суши и, в связи с этим, усиливается значение Мирового океана как источника колоссальных запасов минеральных, энергетических и биологических ресурсов.

Расширение сферы деятельности человека в океанах и морях происходит прежде всего в районах шельфа, который является наиболее продуктивной зоной Мирового океана. Производительность биомассы прибрежных районов океана более чем на два порядка выше продуктивности земной почвы [61]. В настоящее время именно в шельфовых зонах добывается большая часть биологических и минеральных ресурсов моря. Освоение этих ресурсов сопровождается ростом антропогенного воздействия на морские экосистемы, ставящего под угрозу само их существование.

Антропогенное влияние на экосистемы шельфовых зон моря не ограничивается использованием их ресурсов. В результате промышленной и хозяйственно-бытовой деятельности человека, в прибрежные зоны моря с речными и сточными водами поступает огромное количество различного рода загрязняющих веществ. Многие вещества, используемые либо производимые в результате человеческой деятельности на суше, в конце концов поступают со стоком и аккумулируются в шельфовой зоне морей.

Систематически увеличивающаяся антропогенная нагрузка на прибрежные зоны моря приводит к нарушению существующего баланса процессов, деградации и выходу за пределы допустимых экологических ниш шельфовых экосистем, что в свою очередь приводит к устойчивым изменениям структуры и функционирования морских биоценозов, а в ряде случаев к их полному исчезновению. В связи с этим особую актуальность приобретает задача управления качеством прибрежных морских вод путем нормирования и оптимизации сбросов загрязняющих веществ, реализации

различных гидротехнических проектов экологической направленности и т.п.

Объективное научно-обоснованное прогнозирование экологических последствий воздействия на морскую среду функционирующих и планируемых хозяйственных объектов, оценка эффективности различных управленческих решений в сфере рационального использования, охраны и восстановления ресурсов шельфовой зоны моря невозможны без использования математических моделей, объединяемых под общим названием «модели качества вод». Создание и верификация таких математических моделей, для использования их в качестве инструмента экологического прогноза в ходе сценарного моделирования природных процессов, – одна из главных задач экологического мониторинга прибрежных морских акваторий.

Целесообразность и необходимость использования математических моделей при решении задач связанных с выработкой стратегии управления качеством водной среды продиктована тем, что они позволяют учесть при принятии решения взаимообусловленность связей между компонентами экосистемы, возможную «контринтуитивность» поведения экосистемы при изменении внешних нагрузок и, таким образом, перевести экологические прогнозы из разряда интуитивных в объективные.

В связи с активным освоением и использованием ресурсов морского шельфа Украины, актуальной представляется задача сохранения и улучшения качества морской среды, обеспечения экологической безопасности и минимизации ущерба, наносимого экосистемам прибрежной и шельфовой зон Черного и Азовского морей хозяйственной деятельностью человека. Для решения этой задачи требуются прикладные модели качества вод, сочетающие в себе такие свойства как комплексность, информативность, адекватность природным аналогам с минимизацией затрат на их адаптацию, калибровку и практическую реализацию. Широкое использование этих моделей при решении прикладных задач экологии моря невозможно без обеспечения их методиками информационного обеспечения, калибровки и практического применения для разработки научно-обоснованных рекомендаций по сохранению и улучшению качества водной среды и ее ресурсов.

В работе обобщен опыт авторов по созданию и использованию численных математических моделей качества вод для решения прикладных экологических задач и определения оптимальной стратегии управления качеством вод шельфовых морских экосистем тропических и умеренных широт, подверженных сильному антропогенному влиянию.

Объектами исследования данной работы являются шельфовые морские экосистемы прибрежных морских водоемов Колумбийского побережья Карибского моря и северо-западной части Черного моря.

Предмет исследования – качество вод этих экосистем. На основе данных мониторинга выполнен экосистемный анализ современного экологического состояния тропических морских водоемов колумбийского побережья Карибского моря. Получены новые сведения о режимных гидрохимических характеристиках Одесского района северо-западной части Черного моря и их связи со стоком рек, гидрологическими условиями и явлениями, а также функционированием антропогенных источников загрязнения в прибрежной зоне. Описаны экологические последствия антропогенного воздействия на экосистемы исследуемых морских акваторий.

На основе исследования особенностей эвтрофирования вод шельфовых морских акваторий умеренных и тропических широт разработана новая численная нестационарная прикладная модель качества вод и различные ее модификации. Предложены оригинальные схемы и методики калибровки блоков эвтрофикации модели качества вод, которые прошли успешную апробацию и показали свою эффективность при решении прикладных задач для морских акваторий и водоемов, относящихся к различным климатическим зонам, имеющим различные морфологические, гидрологические, гидрохимические и гидробиологические характеристики.

Разработаны требования к организации и структуре экологического мониторинга морской среды, включая специализированные эксперименты, обусловленные необходимостью информационного обеспечения процесса разработки, адаптации, калибровки и использования моделей качества вод при решении практических задач экологии моря. Определены, обобщены и систематизированы методические подходы к определению параметров модели качества вод по результатам экологического мониторинга. Обобщены и систематизированы результаты различных исследований для определения типичных значений скоростей химико-биологических процессов, учитываемых в моделях качества вод морских и пресноводных экосистем, диапазонов их изменчивости и зависимостей от характеристик водной среды.

Предложенная модель использована как инструмент для прогнозирования экологических последствий, оценки целесообразности и эффективности различных управленческих решений, направленных на сохранение и улучшение качества вод исследуемых водных объектов. Развита и усовершенствована методология использования численных математических моделей для определения оптимальной стратегии управления качеством вод шельфовых морских экосистем, подверженных сильной антропогенной нагрузке. Для исследуемых морских акваторий, на основе результатов численных имитационных экспериментов с модификациями модели, определены оптимальные стратегии реализации

природоохранных мероприятий, направленных на улучшение качества их вод.

Результаты, положенные в основу работы, получены в рамках 11 национальных и международных проектов, которые выполнялись в Одесском филиале Института биологии южных морей НАН Украины, Центре океанографических и гидрографических исследований Главного морского управления Национальной армии Колумбии, Одесском государственном экологическом университете.

Авторы выражают свою признательность и благодарность за плодотворное сотрудничество всем своим коллегам – соавторам публикаций из Морского гидрофизического института НАН Украины, Одесского филиала Института биологии южных морей НАН Украины, Одесского государственного экологического университета, Центра океанографических и гидрографических исследований Колумбии. Особенно следует отметить многолетнее сотрудничество с к.ф.- м.н. С.А. Лониным, который в настоящее время продолжает научную работу в Колумбии, а также ассистента кафедры экологического права Одесского государственного экологического университета Сапко О.Ю., материалы которой были использованы при подготовке разделов 2.2.1 и 7.3.

ГЛАВА 1

РОЛЬ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ В РЕШЕНИИ ЗАДАЧ УПРАВЛЕНИЯ КАЧЕСТВОМ ВОД ЭКОСИСТЕМ МОРСКОГО ШЕЛЬФА

Под качеством морской воды будем подразумевать характеристику ее состава и свойств, которая определяет круговорот веществ, биопродуктивность, структуру и закономерности функционирования морской экосистемы, ее экологическое состояние и пригодность для различных типов водопользования. Поскольку качество морской среды оценивается, прежде всего, с точки зрения оптимальности условий для воспроизводства биологических ресурсов моря и жизнедеятельности человека, то понятие качества среды обитания неразрывно связано с понятием экосистемы. Экосистема (биогеоценоз) – это пространственная система, которая включает в себя исторически сформировавшийся комплекс живых организмов (биотические компоненты), связанных между собой трофическими связями, и неживых (абиотических) компонентов среды их обитания, которые используются в процессе обмена веществ и энергии.

Морская экосистема представляет собой сложную, многокомпонентную биогеотермодинамическую систему, функционирование которой определяется комплексом взаимосвязанных и взаимообусловленных явлений и процессов физической, химической и биологической природы. Биотические и абиотические компоненты экосистемы связаны между собой сложными отношениями с прямой и обратной связью. В результате взаимодействия этих компонентов, через множество достаточно хрупких механизмов, экосистема поддерживается в динамическом равновесии или близка к нему. Для экосистемы характерны особые свойства, которыми не обладают отдельные ее составляющие.

Следствием сложности морских экосистем является их «контринтуитивное» поведение как отклик на антропогенное вмешательство, когда, казалось бы, выгодные и эффективные решения приводили совсем не к тем последствиям, которые ожидались. Поэтому для того, чтобы более - менее правильно предсказывать экологические последствия принятия тех или иных управленческих решений необходимо использовать соответствующий аппарат, базирующийся на принципах системного анализа. Таким аппаратом является математическое моделирование функционирования морских экологических систем.

Созданию математической модели, как правило, предшествует экологический мониторинг исследуемой экосистемы и целый ряд

специализированных экспериментов для оценки интенсивности связей между компонентами экосистемы. В виду сложности и взаимообусловленности связей в естественных экосистемах, принципиально невозможно реализовать комплексные, синхронные, с подробным пространственно-временным разрешением наблюдения за компонентами экосистемы и связывающими их процессами. Натурные наблюдения выполняются множеством разных специалистов с узкой научной специализацией, на основе доступных им методик, в разные моменты времени, в разных точках пространства при различном сочетании факторов, влияющих на наблюдаемый параметр или процесс. В результате, при обобщении и системном анализе этой информации часто выясняется несогласованность или даже несопоставимость среднестатистических значений некоторых характеристик, определяющих состояние экосистемы. Поэтому построение моделей экосистем является важным средством проверки согласованности отдельных фактов и данных наблюдений, установленных при полевых исследованиях и экспериментальным путем. Оно позволяет свести воедино и отразить на единой, формальной основе существующие представления о ведущих факторах и главных механизмах, определяющих особенности функционирования реальной экосистемы; оценить реалистичность отдельных результатов натурного и лабораторного моделирования; исследовать в рамках единой модели различные научные гипотезы.

Процесс разработки модели и численных экспериментов с ней в значительной степени включает в себя собственно анализ функционирования экосистемы и тем самым способствует лучшему ее пониманию. Математическая модель помогает вскрыть причинно-следственные связи в тенденциях динамики компонентов экосистемы и ее состояния в целом, изучить пространственно-временную изменчивость компонентов в зависимости от внешних факторов, дать сравнительную оценку роли различных природных и антропогенных факторов в формировании качества вод и особенностей функционирования экосистемы. Моделирование дает возможность оценивать взаимодействия, возникающие в реальных системах, но не поддающиеся или с трудом поддающиеся непосредственному измерению. На основе результатов моделирования может быть оптимизирована программа экологического мониторинга.

Антропогенные воздействия на морскую среду зависят от решений, принимаемых в сфере хозяйственной деятельности: о строительстве новых объектов, расширении существующих, а также о переходе на новые технологии производства ресурсов. Осуществление инженерных проектов не может производиться по методу проб и ошибок. Необходимо заранее предвидеть и прогнозировать вероятные последствия деятельности

данного вида [5]. Эта задача решается на основе использования методов математического моделирования сложных природных систем.

В экологических исследованиях роль математических моделей состоит в том, чтобы оценить влияние различных типов антропогенных воздействий на экосистемы, т. к. это может быть сделано значительно быстрее, дешевле, чем на настоящей природной системе, и без риска, что неожиданные эффекты будут иметь негативные, а зачастую и необратимые последствия.

В настоящее время наиболее перспективным методом математического моделирования природных экосистем является имитационный. При имитационном моделировании используется математическая модель воспроизводит алгоритм («логику») функционирования исследуемой системы во времени при различных сочетаниях значений параметров системы и внешней среды.

Функционирование любой системы может быть формально описано с помощью следующих переменных:

- 1) *Переменные состояния* – количественные параметры системы, представляющие собой некоторые обобщенные показатели ее состояния и характеризующие режим ее функционирования. В случае морских экосистем, такими показателями являются, например, биомасса, концентрация биогенных веществ и т.д.
- 2) *Входные переменные*, через которые осуществляется воздействие окружающей среды на систему (внешние факторы). Например, гидрометеорологические условия, сброс загрязняющих веществ и т.д. Среди этих переменных разделяют компоненты, обусловленные исключительно природными факторами, и компоненты, которые в той или иной степени могут регулироваться человеком. Последние, к которым относятся антропогенные факторы, часто называют управляющими переменными.
- 3) *Выходные переменные*, характеризующие реакцию системы на воздействие окружающей среды. Эти переменные могут быть как подмножеством переменных состояния, так и включать в себя величины, вычисляемые с помощью переменных состояния.

Меняя управляющие переменные, в реальном или прогнозируемом диапазоне их изменчивости, и используя имитационную математическую модель экосистемы, исследователь может оценить степень влияния человека на ее функционирование и структуру, возможность управления этой экосистемой. Получение разнообразных наборов решений, отвечающих планомерно изменяемым исходным данным, т.е. численное экспериментирование с моделью вместо рискованного, а зачастую неосуществимого натурального экспериментирования с природой, является одной из целей имитационного моделирования [80].

Математические модели являются эффективным инструментом для прогнозирования последствий антропогенного воздействия на состояние экологической системы. Прогнозы тенденций изменения состояния экосистемы, полученные по результатам моделирования, позволяют учитывать вероятные последствия той или иной хозяйственной программы и искать научно-обоснованный вариант комплекса природоохранных мероприятий [5].

Если желательно управлять системой так, чтобы получить определенный результат, то имитационная модель может быть использована для проверки (с минимальной затратой сил и средств) всех возможных комбинаций существующих стратегий управления, а следовательно, и для нахождения желаемого оптимума [59]. В данном случае речь идет не просто о прогнозировании экологических последствий того или иного вида антропогенного воздействия на экосистему, а о поиске путей минимизации ущерба, наносимого при этом природной среде. Математическое моделирование обладает большими практическими возможностями в деле управления природными ресурсами и рассматривается как основной инструмент оценки эффективности альтернативных стратегий природопользования и поиска оптимального, с точки зрения охраны природы, решения.

Таким образом, математические модели являются связующим звеном между экологической теорией, научными исследованиями и управлением. С помощью системного анализа можно объединить данные и информацию, полученные в большом числе исследований, в единую, взаимосвязанную модель. Решение системы дифференциальных уравнений дает прогноз реакции системы на внесение изменений. С другой стороны, может оказаться возможным найти такое множество изменений, которое вызовет оптимальную в некотором смысле реакцию, согласующуюся с теми ограничениями, которые должны быть наложены на варианты управления [59].

С учетом вышесказанного, общая цель математического моделирования в процессе управления (принятия решения) может быть сформулирована следующим образом. Это определение (расчет) значений выбранного показателя эффективности решения для различных стратегий проведения операции (или вариантов реализации проекта). При разработке конкретной модели цель моделирования должна уточняться с учетом используемого критерия эффективности решения. По отношению к критерию пригодности модель должна обеспечивать расчет значений показателя эффективности для всего множества допустимых стратегий. При использовании критерия оптимальности модель должна позволять непосредственно определять параметры исследуемого объекта, дающие экстремальное значение показателя эффективности решения [25].

Среди задач управления экологической системой шельфовых областей моря ведущую роль играет управление качеством водной среды в условиях действия загрязняющих веществ антропогенного происхождения, поскольку прогноз качества воды является основой для прогнозов других свойств экосистемы, например ее биопродуктивности.

1.1. Принципы построения комплексных моделей функционирования и динамики водных экосистем

Для оценки реальных информационных возможностей, корректного и эффективного практического использования численных математических моделей функционирования морских экосистем и формирования качества морских вод необходимо знать общие принципы их построения, включаемые в структуру модели химико-биологические процессы, используемые обобщения, приближения и упрощающие положения.

В настоящее время разработано большое количество моделей морских систем различной степени комплексности и сложности. В этом ряду необходимо определить особенности класса моделей качества вод, оценить уровень их развития и информационные возможности при решении прикладных задач экологии моря.

В реальной водной экосистеме одновременно протекают тысячи взаимосвязанных и взаимообусловленных процессов, которые описываются соответствующей системой уравнений. Решить такую сложную систему невозможно вычислительно. Кроме того, если ее все же удалось бы решить, то результат был бы неопределенный и неподдающийся анализу из-за неточности входящих в систему уравнений и содержащихся в них коэффициентов.

Поэтому при построении моделей водных экосистем используется *иерархический принцип* учета процессов, протекающих в экосистеме, суть которого заключается в том, что на начальных этапах моделирования создается упрощенный вариант модели, который с достаточной степенью детализации отражает изменчивость только наиболее существенных, значимых компонент экосистемы и связывающих их процессов, без учета которых невозможно достоверно описать реальные экологические ситуации, которые являются целью моделирования. Такие модели легче поддаются калибровке и верификации, а получаемые с их помощью результаты могут быть однозначно проинтерпретированы с точки зрения изучения причинно-следственных связей.

Принцип иерархичности при построении и анализе моделей сложных систем опирается на объективно существующую иерархию процессов в природе, их распределение по пространственно-временным масштабам и вклад в определение конечного облика системы при различной степени детализации ее описания [5].

При реализации иерархического подхода к разработке моделей функционирования экосистем используются принципы *агрегирования* и пространственно - временного *осреднения* моделируемых компонент реальной экосистемы, с последующей иерархической декомпозицией.

На начальных этапах моделирования структурное описание биоценоза осуществляется путем объединения организмов в трофоэкологические группы, включающие организмы сходные по своим трофическим и эколого-физиологическим характеристикам (например, фитопланктон, бактерии, зоопланктон и т.д.). Агрегирование может выполняться также по интенсивности метаболизма организмов, либо по их размерам, исходя из того, что в пелагических сообществах более крупные организмы обычно питаются за счет более мелких [65]. Оба подхода могут объединяться и тогда выделение биотических элементов экосистемы – компонентов модели осуществляется по трофоэкологическим группам с учетом размерных классов организмов.

При описании косного органического вещества, как одного из важнейших биокосных элементов экосистемы, в простейшем случае может не учитываться его деление на растворенную и взвешенную, либо на лабильную и трудно окисляемую фракции.

По мере накопления и уточнения информации об изменчивости элементов экосистемы и об определяющих ее процессах и факторах, осуществляется *декомпозиция* компонентов модели. Например, вместо рассмотрения изменчивости биомассы фитопланктона как единого агрегированного автотрофного элемента экосистемы, на последующих этапах моделирования в модели могут рассматриваться его различные системные или размерные группы. Зоопланктон также может быть дифференцирован в модели на микрозоопланктон, хищный и нехищный мезозоопланктон и т.д.

В соответствии с принципом осреднения, модель может иметь различную пространственно-временную разрешающую способность. Калибровка и эксплуатация трехмерной прогностической модели водной экосистемы предъявляет высокие требования к вычислительным возможностям ЭВМ и требует значительных, зачастую нереальных затрат машинного времени и времени исследователя. Поэтому в начальном варианте, модели являются 0 -мерными (пространственно-осредненными) или одномерными (с разрешением по вертикальной координате). Лишь после их калибровки и верификации переходят к реализации 3 -мерного

варианта модели, в ходе которой производится коррекция уже установленных ранее параметров и коэффициентов модели.

Временной шаг модели определяется целями моделирования, особенностями изменчивости компонентов экосистемы и определяющих их факторов. Гидрологические и химико-биологические процессы в реальных экосистемах, в большинстве случаев, характеризуются различными масштабами изменчивости во времени, поэтому при их моделировании используются различные временные шаги.

В зависимости от целей моделирования и особенностей водной экосистемы, изменчивость ее химико-биологических компонентов также может описываться с различной дискретностью во времени. Например, если требуется отразить в модели некоторые особенности сезонного хода элементов водной экосистемы умеренных широт, то шаг модели выбирается равным суткам, что позволяет не учитывать инерционность процессов питания, фотосинтеза и, в то же время, осреднять флуктуации распределения, связанные с вертикальными миграциями. Однако в приливных морях тропических широт, где сезонная изменчивость отдельных химико-биологических элементов экосистемы сравнима с их суточной изменчивостью, учет изменчивости скорости фотосинтеза в течение суток является принципиальным для корректного решения задачи.

Еще одним важнейшим принципом, используемым при построении математических моделей водных экосистем, является возможность *параметризации* отдельных процессов и пренебрежения, в качестве начального приближения, некоторыми обратными связями в системе, которые вводятся на следующих этапах моделирования. Обычно этот принцип используется для описания тех процессов и связей в экосистеме, механизм которых еще недостаточно изучен или отсутствует необходимая информация. Например, при описании процессов нитрификации или биохимического окисления косного органического вещества, которые фактически определяются процессами метаболизма бактерий, учитываются скорости этих процессов, но сами бактерии, как элемент экосистемы, могут не включаться в модель.

Если модель не отражает главные особенности функционирования экосистемы, тогда идут по пути усложнения отдельных ее блоков, включения в модель дополнительных элементов экосистемы и определяющих их изменчивость процессов, т.е. используют принцип *декомпозиции*. Усложнение структуры экологической модели при решении практических задач морского природопользования может быть оправдано лишь необходимостью достоверного отражения в модели наблюдаемых свойств экосистемы и динамики ее компонентов, которые являются целью моделирования и не могут быть описаны более простыми моделями.

Второе важнейшее условие адекватности и работоспособности модели – полнота научных знаний об изменчивости моделируемых элементов экосистемы и определяющих ее процессов.

Как справедливо отмечается в [65], размеры и сложность модели должны определяться сущностью проблемы. С одной стороны, чем меньше элементов экосистемы включено в модель, тем более грубо и приближенно отражают действительность описываемые ею процессы. Но с другой стороны, детализация модели при недостатке достоверной информации о процессах протекающих в экосистеме далеко не всегда приводит к улучшению результата, т.к. при этом увеличивается число степеней свободы при калибровке модели по данным наблюдений, затрудняется анализ причинно-следственных связей в получаемом решении, а, следовательно, верификация модели и интерпретация получаемых результатов. Вопреки ожиданиям прогностические свойства модели также могут ухудшиться. Последнее обусловлено тем, что на современном уровне знания можно достаточно точно описывать и прогнозировать только те биологические явления, которые определяются физическими и химическими процессами. В тех случаях, когда определяющими являются процессы чисто биологической природы, прогнозирование осложняется. Кроме того, потоки вещества и энергии между компонентами экосистемы часто описываются в моделях нелинейными эмпирическими зависимостями, что порождает серьезные математические трудности, связанные неоднозначностью и бифуркацией получаемых решений. Проявление этих трудностей резко возрастает с увеличением числа уравнений, система которых описывает поведение биоценоза.

Таким образом, самым важным этапом моделирования является ограничение числа моделируемых переменных и учитываемых процессов в зависимости от поставленных целей, а также выбор аппарата интеграции взаимодействия элементов системы [18]. К вопросу о сложности создаваемой модели в каждом случае нужно подходить достаточно осторожно, выбирая в соответствии со стоящей перед исследователем задачей некий оптимальный вариант. Достаточной считается такая структура модели, которая позволяет решить поставленные задачи и обеспечивает адекватность описания в модели реальных процессов, протекающих в экосистеме. Математическая основа модели должна быть построена таким образом, чтобы параметры, входящие в уравнения, были в принципе определены в результате экспериментальных или полевых наблюдений [65].

Между элементами морского биоценоза существуют различные виды связей: трофические, топические, симбиотические, метаболические. Однако экологические исследования свидетельствуют, что основными

связями в биологических сообществах, интегрирующими их как единое целое и определяющими основу их структуры и продуктивность, являются пищевые (трофические) связи [65]. Поэтому основными биологическими процессами, учитываемыми в моделях экосистем, являются процессы трансформации веществ и энергии при прохождении ими трофических цепей. Передача вещества и энергии от одного элемента экосистемы к другому, связанная с их трансформацией, называется потоком. Таковым, например, является поглощение биогенных веществ в процессе создания первичной продукции, выедание одних организмов другими, минерализация косного органического вещества и т.п. Помимо потоков вещества и энергии между элементами системы, в водной среде имеет место их перераспределение в пространстве за счет гидродинамических процессов (адвективный перенос, турбулентное перемешивание и рассеяние).

При построении моделей экосистем, в качестве их биотических элементов рассматриваются не отдельные особи, а органическое вещество, содержащееся в популяциях. Для его количественной оценки используется биомасса, выраженная в единицах содержания наиболее востребованных биогенных элементов (углерод, азот, фосфор), циркулирующих в экосистеме, либо энергии, протекающей через нее. Использование в качестве эталона измерения биогенных элементов удобно тем, что именно их потоки связывают в единое целое абиотические и биотические элементы экосистемы. В большинстве моделей используется предположение о постоянстве химического состава органического вещества в соответствии с его стехиометрической моделью $(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}\text{H}_3\text{PO}_4$ [3], т.е. соотношение между углеродом, азотом и азотом в органическом веществе составляет C:N:P=106:16:1 в мкмоль или 41:7,2:1 в массовых единицах.

Основным методом математического описания динамики морских экологических систем, с учетом их как единого комплекса процессов физической, химической и биологической природы, является решение системы дифференциальных уравнений, описывающих изменчивость биогеоценозов. Число уравнений должно быть равно числу переменных состояния экосистемы, т.е. математическая система должна быть замкнутой.

Математическим аппаратом традиционно используемым для того, чтобы на единой методической и математической основе описывать взаимодействие гидродинамических процессов транспорта вещества в трехмерном пространстве и химико-биологических процессов его транслокации, является система уравнений переноса неконсервативных субстанций [80]:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial C_i}{\partial t} + \frac{\partial(uC_i)}{\partial x} + \frac{\partial(vC_i)}{\partial y} + \frac{\partial(w + w_{gi})C_i}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{yi} \frac{\partial C_i}{\partial x} \right) - \\ & - \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{xi} \frac{\partial C_i}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{zi} \frac{\partial C_i}{\partial z} \right) = F_i(\vec{C}, x, y, z, t) + Q_i(x, y, z, t). \end{aligned} \quad (1.1)$$

Здесь u, v, w – составляющие вектора скорости течения, трехмерное поле которых должно быть тем или иным способом задано; $\vec{C}$ – вектор-функция переменных состояния экосистемы ($i = 1, 2, 3 \dots N$), элементами которой $C_i(x, y, z, t)$ являются концентрации (биомассы) моделируемых компонентов; w_{gi} – скорость гравитационного осаждения взвешенных компонентов; D_{xi}, D_{yi}, D_{zi} – коэффициенты горизонтального и вертикального турбулентного обмена для i -го компонента; $Q_i(x, y, z, t)$ – приток i -го вещества из внешних, включая антропогенные, источников; $F_i(\vec{C}, x, y, z, t)$ – функции неконсервативности, представляющие собой составленные на основе балансового подхода алгебраические суммы членов, которые описывают локальные потоки вещества между компонентами модели, обусловленные различными (био)химическими реакциями и биологическими взаимодействиями, причем $F_i = \partial C_i / \partial t = (dC_i / dt)_{\text{local}}$.

При построении численной модели качества вод трехмерное пространство, как правило, делится на ячейки (боксы), соответствующие сеточным боксам гидродинамического блока. Полагается, что внутри бокса элементы экосистемы связаны только локальными потоками вещества и энергии, в то время как перемещение вещества и энергии между ячейками осуществляется в результате гидродинамического переноса.

В соответствии с уравнением (1.1), в моделях водных экосистем обычно выделяют следующие блоки:

- *гидродинамическая модель*, описывающая динамику вод (течения, интенсивность турбулентного обмена) на исследуемой акватории при различных гидрометеорологических условиях с учетом морфологических особенностей бассейна;
- *блок переноса* примеси, в котором рассчитывается перераспределение примеси в пространстве с течением времени под действием течений и диффузионного обмена;
- *химико-биологический блок*, в котором определяются функции неконсервативности $F_i(\vec{C}, x, y, z, t)$ моделируемых веществ, трансформация которых в каждой локальной точке пространства

осуществляется химическим, физико-химическим, биогеохимическим и (или) биологическим путем.

В 0-мерном (точечном) варианте модели водной экосистемы гидродинамический блок и блок переноса примеси отсутствуют, а система дифференциальных уравнений в частных производных (1.1) вырождается в систему обыкновенных дифференциальных уравнений вида:

$$\frac{d\bar{C}_i}{dt} = F_i(\bar{C}, t), \quad (1.2)$$

где $\bar{C}_i$ – осредненные по пространству акватории (или водоема) значения моделируемых компонентов экосистемы. Каждое из уравнений этой системы описывает динамику соответствующей переменной состояния экосистемы, обусловленную (био)химическими реакциями и биологическими взаимодействиями между ее биотическими и абиотическими компонентами.

Аналогично записывается система уравнений, описывающая химико-биологическую трансформацию веществ в локальной точке пространства:

$$\left. \frac{dC_i}{dt} \right|_{\text{local}} = \frac{\partial C_i}{\partial t} = F_i(\bar{C}, t). \quad (1.3)$$

В данном случае C_i – локальные концентрации моделируемых элементов экосистемы, осредненные по пространству элементарной ячейки расчетной сетки, используемой в численной модели.

Функции неконсервативности F_i системы уравнений для биотических и абиотических переменных модели водной экосистемы записываются на основе законов сохранения вещества и энергии в виде балансовых соотношений. Для биотических компонентов водной экосистемы функция неконсервативности, в общем случае, может быть представлена в виде:

$$F_i = \frac{dB_i}{dt} = P_i - R_i - G_i - M_i, \quad (1.4)$$

где $\frac{dB_i}{dt}$ – скорость изменения биомассы i -ой биотической переменной (компонента) модели; P_i – продукция, создаваемая i -м компонентом за

единицу времени; R_i – траты на обмен (дыхание) в единицу времени; M_i – скорость отмирания (переход живого органического вещества в мертвое); G_i – скорость выедания данного биотического компонента другими.

Каждое из слагаемых правой части уравнения (1.4) можно представить в простейшем случае как произведение удельной скорости процесса V_i на биомассу (или биомассы) B_i участвующих в нем компонентов экосистемы. Удельные скорости химико-биологических процессов обычно определяются эмпирическим путем. В простейшем случае они вводятся в модель в виде константы, однако для наиболее значимых процессов, в отношении которых накоплен достаточно богатый эмпирический материал, удельные скорости записываются в мультипликативной форме как функция от определяющих их факторов среды.

1.2. Основные химико-биологические процессы, описываемые в моделях водных экосистем

Основными процессами, рассматриваемыми в химико-биологическом блоке моделей функционирования водных экосистем являются:

- изъятие биогенных элементов и первичное образование органического вещества при фотосинтезе;
- питание живых организмов - консументов, усвоение пищи, траты на жизнедеятельность;
- образование взвешенного и растворенного косного органического вещества как продуктов жизнедеятельности, гидролиз;
- минерализация косного органического вещества и регенерация биогенных элементов;
- нитрификация и денитрификация;
- массообмен и газообмен с донными осадками и атмосферой.

Дадим краткую характеристику каждому из этих процессов в отдельности.

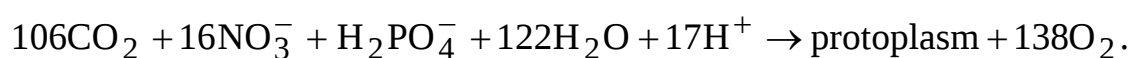
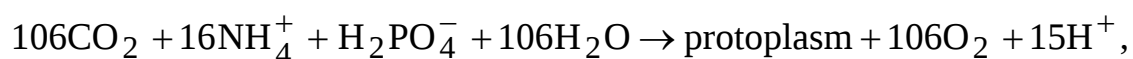
Доминирующая роль в первичном продуцировании органического вещества в шельфовых районах моря принадлежит фитопланктону. Исключение составляет узкая прибрежная полоса и мелководные морские водоемы, где сравнимую с фитопланктоном роль играют макрофиты.

Фотосинтез органического вещества водорослями определяется их морфолого-функциональными характеристиками (объемом, удельной поверхностью клеток), условиями освещенности, обеспеченностью биогенными элементами, температурой воды.

Освещенность водной колонки зависит от интенсивности проникающего через поверхность моря потока фотосинтетически активной радиации (ФАР) и прозрачности вод. Поток ФАР, в свою очередь, определяется гидрометеорологическими условиями (облачностью, влажностью воздуха, состоянием водной поверхности), а прозрачность вод зависит от содержания в них минеральной и органической взвеси (включая терригенную взвесь, клетки фитопланктона, детритные частицы и т.п.).

Обеспеченность водорослей биогенными элементами определяется прежде всего содержанием в воде минеральных соединений азота и фосфора, а для диатомовых, дополнительно – концентрацией кремния.

Важнейшим побочным продуктом фотосинтеза является растворенный кислород. Уравнения, описывающие утилизацию биогенных элементов и выделение кислорода при фотосинтезе записываются следующим образом [128]:



Питание живых организмов-консументов описывается через их рационы, которые зависят от морфолого-физиологических характеристик организмов различных трофэкологических групп (длины, веса тела, его энергетического эквивалента, усвояемости пищи, эффективности использования усвоенной пищи на рост), избирательности питания и наличной кормовой базы, температурных условий.

Траты на обмен (дыхание) фитопланктона оценивают в долях валового фотосинтеза или текущей его биомассы и полагают зависящими от температурных условий. Дыхание является процессом обратным продукции. Для живых организмов более высоких трофических уровней, начиная с простейших и заканчивая рыбами, траты на обмен оцениваются на основе эмпирических зависимостей, связывающих скорость обмена с массой тела животных. Коэффициенты этих зависимостей, в свою очередь, – функции температуры воды.

Результатом трат на обмен является убыль биомассы за счет регенерации биогенных элементов, сопровождающаяся потреблением растворенного в воде кислорода, и прямых выделений растворенного органического углерода. Соотношение между этими двумя формами метаболических выделений зависит от содержания кислорода в морской

воде. При дефиците кислорода доминируют метаболические выделения в форме растворенного органического вещества.

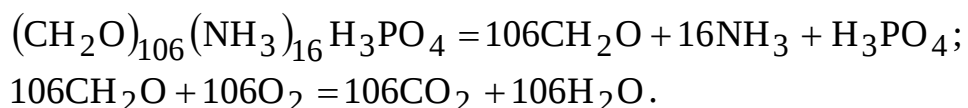
Другим процессом, приводящим к убыли биомассы живых элементов экосистемы, является их смертность в результате процессов естественного старения и неблагоприятных условий для жизнедеятельности (например, токсического воздействия загрязняющих веществ или выделений других микроорганизмов, резкой смены температуры или солености воды и т.д.) .

Образование косного органического вещества (КОВ) происходит в результате метаболических выделений, включая неусвоенные остатки пищи, и отмирания живого населения водной экосистемы (автохтонное органическое вещество), а также за счет приноса извне (аллохтонное вещество). КОВ делится на растворенную (РОВ) и взвешенную (детрит, ВОВ) фракции. Детрит играет важную трофическую роль в водной экосистеме, образуя детритную пищевую цепь, и имеет отличную от нуля скорость гравитационного осаждения. В результате гидролиза детрит может переходить в растворенную фракцию КОВ.

Растворенная фракция КОВ, при активном участии бактерий, подвергается минерализации. Минерализацией будем называть процесс перехода биогенных элементов из растворенной органической формы в растворенную неорганическую. Этот процесс протекает под воздействием ферментов, выделяемых бактериями и, возможно, водорослями [128].

Гетеротрофные бактерии утилизируют растворенное органическое вещество, используя его для построения микробных тел и удовлетворения энергетических потребностей. Причем у бактерий, в отличие от других биотических элементов экосистемы, коэффициент использования усвоенной пищи на рост составляет 0.25-0.33, т.е. более чем 2/3 потребляемого субстрата идет на обеспечение жизнедеятельности (дыхание) бактерий [65, 67]. В процессе дыхания происходит биохимическое окисление органического вещества и регенерация биогенных элементов.

В рамках стехиометрической модели Ричардса разложение, гидролиз и окисление органического вещества в аэробных условиях происходят по схеме [3]:

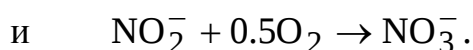
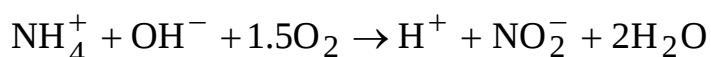


В первом приближении полагают, что интенсивность минерализации органических соединений биогенных элементов равна интенсивности биохимического окисления органического вещества, а потоки регенерации

минеральных соединений биогенных элементов пропорциональны их относительному содержанию в органическом веществе. Таким образом, поток минерализованного органического вещества «расщепляется» на его элементарные составляющие.

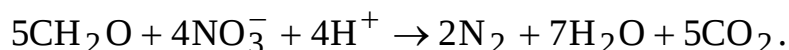
Интенсивность процесса регенерации биогенных элементов определяется температурой воды, содержанием кислорода в морской воде (для биохимического окисления), наличной биомассой бактерий и, возможно, фитопланктона, поскольку, по свидетельству [128], последние две характеристики коррелируют между собой.

Нитрификация – это процесс инициируемый особыми группами автотрофных бактерий, которые получают энергию для фиксации двуокиси углерода путем окисления аммония до нитритов и нитритов – до нитратов. Процесс нитрификации складывается из двух реакций (стадий) окисления:



Интенсивность процесса нитрификации зависит от температуры воды, содержания в ней кислорода и, опосредованно, от концентрации аммония.

При дефиците кислорода в морской воде окисление органического вещества происходит за счет кислорода нитратов (процесс денитрификации) [128]:



Этот процесс инициируется факультативно анаэробными гетеротрофными микроорганизмами, которые в нормальных, аэробных условиях для окисления органического материала используют растворенный кислород. Денитрификация протекает только при низких концентрациях или отсутствии растворенного кислорода и наличии свободно доступных нитратов. Интенсивность этого процесса также зависит от температуры воды.

В мелководных областях морского шельфа существенное влияние на функционирование водной экосистемы оказывает массообмен биогенными веществами с донными отложениями. Детрит и клетки водорослей, поступающие в донные отложения в результате гравитационного осаждения, подвергаются там биохимическому окислению и

минерализации при участии бактерий бентоса. Эти процессы могут протекать как в аэробных, так и в анаэробных условиях.

Разложение и окисление органического вещества в донных отложениях может оказывать существенное влияние на концентрации биогенных элементов и содержание кислорода в вышележащих слоях водной колонки. Регенерированные при биохимическом окислении органического вещества неорганические соединения биогенных элементов поступают в поровые воды донных отложений, а затем, в результате диффузионного обмена, в придонный слой воды. Аналогично формируется поток поглощения растворенного кислорода донными осадками. Таким образом, донные отложения могут выступать в роли серьезного источника биогенных веществ и потребителя растворенного кислорода для прилегающей водной колонки. Кроме того, при развитии аноксии, частично обусловленной потреблением кислорода донными осадками, могут резко возрасти потоки некоторых неорганических соединений биогенных элементов (например, фосфатов [64]), которые в результате протекания комплекса восстановительных реакций высвобождаются из гидроокисных соединений с металлами (железом, марганцем [64]).

Для существования высших жизненных форм в морской среде необходим растворенный кислород. Содержание кислорода определяет распределение организмов, скорости протекания важнейших окислительно-восстановительных биогеохимических реакций, а следовательно, потоки энергии и веществ в экосистеме. Поэтому содержание растворенного кислорода является одной из ключевых гидрохимических характеристик морских вод. Важной составляющей баланса кислорода в водной колонке, особенно при его дефиците, является газообмен с атмосферой (реаэрация). Направление и скорость процесса реаэрации определяются разницей между фактической и насыщающей концентрацией кислорода, которая, в свою очередь, зависит от температуры и солености морской воды. Кроме того, скорость реаэрации зависит от состояния водной поверхности, которая определяется скоростью ветра.

Заканчивая общее описание основных химико-биологических процессов, определяющих функционирование водных экосистем, подчеркнем, что их скорости существенно зависят от температуры воды. Причем при повышении температуры на 10 °C скорости увеличиваются в 2-3 раза.

1.3. Математические модели качества вод

Математические модели качества вод представляют собой частный случай моделей функционирования водных экосистем, поскольку при их построении используются аналогичные принципы, а в математическую структуру включены основные химико-биологические процессы, определяющие качество среды обитания гидробионтов и первичную продукцию органического вещества.

Особенность этих моделей заключается в их направленности на описание и прогноз «судьбы» загрязняющих веществ в водной среде и их влияния на состояние экосистемы в целом, оцениваемое по таким показателям как трофность, сапробность, биопродуктивность. Объектом исследования и прогнозирования в этих моделях является, прежде всего, качество среды обитания биотических компонентов водной экосистемы, а не видовой состав и структура трофоэкологических групп, трофические связи между ними и их изменчивость, как в случае моделей функционирования экосистем.

Исходя из вышесказанного, биотические составляющие в моделях качества вод, как правило, максимально агрегированы, а связи между ними упрощены. Главное внимание уделяется корректному описанию изменчивости гидрохимических показателей качества водной среды и тем биотическим компонентам экосистемы, которые непосредственно связаны с абиотическими параметрами среды прямыми и обратными связями. К числу таких биотических элементов экосистемы относятся: автотрофы и бактерии.

По характеру воздействия на водные экосистемы, все загрязняющие вещества химической природы можно условно разбить на две основные группы: эвтрофирующие (биогенные) вещества и токсиканты. Биогенные вещества в разумных концентрациях не являются вредными для гидробионтов и, более того, являются неотъемлемой частью экосистемы. Однако при их избыточном поступлении в водную среду в функционировании экосистем начинают проявляться негативные эффекты.

В естественных условиях биотический круговорот веществ в морских экосистемах сбалансирован таким образом, что в системе водная среда – биота имеет место фазовое равновесие по биогенным веществам: интенсивность процесса первичного продуцирования органического вещества фитопланктоном, в ходе которого потребляются минеральные соединения азота и фосфора, в конечном счете регулируется скоростью их регенерации при биохимическом окислении метаболических выделений и отмерших остатков гидробионтов (косного органического вещества)

гетеротрофными бактериями. Неконтролируемое поступление в морскую среду значительного количества биогенных веществ антропогенного происхождения влечет за собой увеличение скорости первичного продуцирования органического вещества, которое не успевает усваиваться организмами более высоких трофических уровней и отмирая создает благоприятную основу для развития гетеротрофных бактерий. В результате, резко сокращается время оборота биогенных веществ в экосистеме, увеличивается потребление кислорода на биохимическое окисление органического вещества при участии бактерий.

Процесс повышения уровня трофности акватории (водоема), т.е. уровня новообразования органического вещества в продукционно-биологическом процессе называется эвтрофикацией. Следствием процесса эвтрофикации на экосистемном уровне являются: изменение химического режима акватории, возникновение дефицита кислорода (гипоксии) либо полное его исчезновение в придонных слоях воды (анаэробизм морской среды), резкое ухудшение условий обитания для высших гидробионтов, нарушение сбалансированности продукционно-деструкционных процессов, устойчивости, трофической структуры и динамики функционирования экосистемы.

Заметим, что в замкнутых водоемах процесс эвтрофикации может развиваться за счет естественных причин, например, обмеления водоема [23].

Внутри водной экосистемы имеется значимый внутренний источник минеральных соединений биогенных элементов. Таковым является их регенерация в процессе биохимического окисления органического вещества. Поэтому для адекватного описания в модели негативных эффектов эвтрофикации необходимо рассматривать баланс продукционно-деструкционных процессов в экосистеме, т.е. замкнутые биогеохимические циклы основных биогенных элементов, определяющих первичную продукцию органического вещества в исследуемых участках акватории моря или водоемах.

Модели качества вод, в которых рассматриваются эффекты эвтрофикации, как правило, включают в себя биотические компоненты экосистемы и по своей структуре согласуются с моделями функционирования водных экосистем. Фактически они представляют собой нижний иерархический уровень моделей экосистем, с максимально агрегированными биотическими компонентами. По уровню организации (сложности) химико-биологического блока, эти модели относятся к классу самоадаптирующихся, для которых свойственно изменение параметров вместе с состоянием системы, при неизменной структуре [92].

В отличие от биогенных элементов, загрязняющие вещества токсического действия сами по себе являются вредными для

гидробионтов, поскольку угнетают их развитие, повышают смертность и уменьшают рождаемость. В результате их действия нарушается функционирование экосистемы в целом и отдельных ее биотических компонентов в частности, нарушается сбалансированность продукционно-деструкционных процессов, меняется трофическая структура экосистемы, снижаются рекреационный и биологический ресурсы морской среды.

В большинстве случаев вещества токсического действия имеют антропогенное происхождение и при отсутствии антропогенного воздействия не наблюдаются в опасных для гидробионтов концентрациях. Вещества этого класса не имеют значимых естественных источников внутри экосистемы. Поэтому при попадании веществ этого класса в морскую среду, их концентрация с течением времени и по мере удаления от источника загрязнения постоянно убывает в результате совокупного действия процессов самоочищения, к числу которых относятся: гидродинамическое разбавление, трансформация микробиологической и биологической природы, химические и физические превращения, осаждение минеральных частиц взвеси и биоседimentация.

Типичным примером загрязняющих веществ этого класса являются, например, СПАВ (синтетические поверхностно-активные вещества), нефтепродукты, фенолы, тяжелые металлы.

Аналогична вышеуказанной и динамика патогенных бактерий в водной среде, убыль численности которых происходит за счет гибели микроорганизмов в неблагоприятных для их развития условиях.

Для описания динамики указанного типа загрязняющих веществ в морской среде, химико-биологический блок моделей качества вод обычно строится как блок самоочищения вод, т.е. в нем не рассматриваются обратные связи, существующие между компонентами модели, и описывается только убыль концентрации загрязняющего вещества в результате совокупного действия процессов физической, химической и биологической природы. Часто в прикладных моделях качества вод роль отдельных химико-биологических процессов, способствующих самоочищению вод, не конкретизируется, а используется параметрическая зависимость между суммарной скоростью деструкции загрязняющих веществ и влияющими на нее физико-химическими характеристиками водной среды (температуры, солености воды, pH и т.п.). Прохождение загрязняющих веществ по трофическим цепям, вторичные эффекты загрязнения в моделях самоочищения обычно не рассматриваются.

Исходя из деления загрязняющих веществ на две основные группы (эвтрофирующие и токсические), химико-биологический блок модели качества вод, в общем случае, включает в себя (под)блоки для решения задач:

- самоочищения вод от загрязняющих веществ, которые не свойственны морской среде, т.е. поступают в экосистему из внешних, как правило, антропогенных источников;
- эвтрофикации и кислородного режима вод, в котором описаны естественные химико-биологические процессы, определяющие баланс веществ и энергии в экосистеме, степень трофности и сапробности ее вод.

Математическая структура этих блоков подробно описана в последующих главах монографии.

Использование математических моделей для решения прикладных задач экологии моря предполагает наличие количественных критериев для оценки состояния экосистемы и качества ее вод. В отношении загрязняющих веществ токсического действия таким критерием являются их предельно допустимые концентрации (ПДК), определяемые типом водопользования [3, 78, 89]. Однако в отношении биогенных элементов существующие ПДК не отражают их реальную роль в функционировании морских экосистем и не могут использоваться при решении прикладных задач, связанных с оценкой развития процесса эвтрофирования.

Использование единых нормативных критериев ПДК для управления качеством морских вод справедливо лишь как первое приближение. Их выполнение – это необходимое, но не достаточное условие для обеспечения экологической безопасности шельфовой зоны моря. Для комплексного решения этой задачи необходимо использование второй группы критериев – экологических нормативов качества вод, которые характеризуют состав и свойства воды как неотъемлемой составной части водной экосистемы и среды обитания гидробионтов [62, 112, 113, 115].

В отличие от поверхностных вод суши, для морских экосистем еще не разработаны единые критерии оценки их экологического состояния. Поэтому для оценки степени трофности и сапробности шельфовых морских вод используются традиционные критерии – содержание минеральных соединений азота и фосфора, кислородный эквивалент концентрации лабильной части косного органического вещества (БПК, БПК₅, перманганатная окисляемость), содержание кислорода в придонном слое. Значения этих показателей в прибрежных и приустьевых районах моря, подверженных антропогенной нагрузке, сравниваются с фоновыми значениями, характерными для открытой части акватории. При этом концентрация косного (неживого) органического вещества рассматривается как косвенная характеристика сапробности вод, а концентрации минеральных соединений азота и фосфора, содержание кислорода – как характеристики трофности вод акватории.

Экологическим критерием качества морской воды в отношении минеральных соединений азота и фосфора, по мнению авторов, может

служить не влияющая на скорость фотосинтеза их концентрация. Анализ литературных источников свидетельствует (см. подраздел 5.1), что для большинства прибрежных морских экосистем, подверженных эвтрофированию, предельные концентрации минеральных соединений азота и фосфора, при которых они еще лимитируют первичную продукцию фитопланктона, составляют 0.1 мгN/л и 0.02 мгP/л, соответственно. Превышение этих концентраций в фотическом слое в период вегетации свидетельствует о том, что вследствие эвтрофирования, продукция фитопланктона не регулируется содержанием в воде биогенных элементов.

3.4. Краткий обзор моделей функционирования водных экосистем и формирования качества их вод

Появление первых комплексных моделей морских экосистем связано со скачком в развитии компьютерной техники в середине 80-х годов. Причем существенный вклад в разработку теории математических моделей морских экосистем внесли советские ученые. В монографии [66] впервые были сформулированы теоретические основы, принципы построения и методы численной реализации математической модели поведения морских биогеоценозов. В результате анализа разрозненных литературных данных, авторы собрали воедино и довели до расчетных формул и чисел информацию, необходимую для математического описания основных процессов массообмена в морских экосистемах. Следует отметить, что многие принципы описания и параметризации экосистемных процессов, предложенные в этой работе, не потеряли своей актуальности до сих пор.

Идеи, изложенные в [66], получили дальнейшее развитие и частичную реализацию в монографии [80], в виде конкретных результатов имитационного моделирования экосистемы Балтийского моря. В работе были приведены результаты моделирования многолетней динамики биогенных веществ в море (в 0 -мерном пространственном варианте) и моделирования эволюции вертикальной структуры круговорота веществ в море (нестационарная модель экосистемы с разрешением по глубине). Кроме того, была построена подмодель взаимодействия пелагической части морской экосистемы с бентальной. При этом, гидродинамическая и химико-биологическая части задачи моделирования морских систем рассматривались отдельно и решались практически независимо друг от друга.

Моделирование горизонтальной пространственной изменчивости гидрохимических и биологических компонентов шельфовой экосистемы северо-западной части Черного моря, в зависимости от антропогенных факторов и гидрологических условий, было выполнено в [5]. Гидродинамическая и химико-биологическая части задачи хотя и решались отдельно, но дискретные поля течений, полученные с помощью гидротермодинамической модели, использовались для описания массообмена между различными точками исследуемой акватории. Химико-биологический блок модели включал в себя семь компонентов: фитопланктон, водоросли-макрофиты, зоопланктон, рыбы, минеральный азот и фосфор, косное органическое вещество. Эта работа интересна также тем, что в ней получили развитие методические аспекты приложения математических моделей морских экосистем к решению практических задач рационального использования и охраны ресурсов шельфовой зоны моря.

В работе [18] была предложена модель функционирования пространственно-неоднородного фитоценоза прибрежных районов моря, подверженных антропогенной нагрузке. Модель состоит из трех блоков: 3-мерной диагностической гидродинамической модели для расчета ветровых течений, 2-слойного блока переноса примеси в горизонтальной плоскости и химико-биологического блока, включающего в себя следующие переменные: 7 размерных групп фитопланктона, лабильную фракцию детрита, минеральный азот и фосфор, растворенный кислород. Особенность модели заключалась в описании скоростей химико-биологических процессов сложными нелинейными функциями влияющих на них факторов. Коэффициенты этих функциональных зависимостей определялись экспериментальным путем в лабораторных условиях. Это отличие стало и основным недостатком модели, поскольку калибровка ее параметров очень сложна, а универсальность определенных коэффициентов вызывает сомнения. Поэтому авторы предполагали использовать модель для краткосрочных прогнозов экологического состояния прибрежных вод северо-западной части Черного моря.

Существенным прогрессом в области математического описания функционирования морских экосистем стала математическая модель Института океанологии АН СССР, разработанная под руководством академика М.Е. Виноградова [15, 65, 168]. Характерной особенностью этой модели является универсальная, теоретически и методически обоснованная схема расчета потоков вещества и энергии между биотическими элементами пелагической экосистемы. Эта схема базируется на полевом единовременном комплексном определении биомасс основных биотических элементов морской экосистемы и среднего веса единичной особи каждого элемента. Зная эти величины, с помощью расчетной схемы,

можно оценить продукцию, дыхание, полные и частные рационы, выедание каждого элемента планктонного сообщества. Структура модели практически не накладывает ограничения на число моделируемых биотических элементов морской экосистемы. Эта модель использовалась для описания функционирования планктонных сообществ Черного моря и тропических районов Тихого океана. Моделировался сезонный ход биомасс элементов экосистемы, их вертикальная и горизонтальная пространственная структура [65]. При этом для Черного моря была использована оригинальная методика сопряжения результатов гидродинамического и химико-биологического блоков крупномасштабной модели пелагической экосистемы.

Модель [49, 50], разработанная в Институте водных проблем АН СССР, хотя и предназначена для замкнутых внутриконтинентальных водоемов, тем не менее, также представляет интерес, поскольку по структуре химико-биологического блока она наиболее полно соответствует требованиям, предъявляемым к прикладным моделям качества вод морских экосистем. Особенность модели заключается в математическом описании в явном виде роли бактериопланктона в биохимическом окислении косного органического вещества и регенерации минеральных соединений азота и фосфора. Модель включает в себя 4 биотических элемента экосистемы (фитопланктон, бактерии, простейшие, зоопланктон) и 9 абиотических (растворенный и взвешенный органический азот и фосфор, аммонийный, нитритный и нитратный азот, растворенный минеральный фосфор, кислород). Структура модели позволяет описать полный комплекс взаимодействующих физических, химических и биологических процессов, связанных с трансформацией органического вещества, соединений азота, фосфора, биохимическим потреблением кислорода. Первоначально эта модель разрабатывалась и калибровалась (по данным экспериментов в микрокосмах) для морской среды [1, 2], но реальное практическое применение нашла для замкнутых пресноводных водоемов [50]. Поэтому используется она без гидродинамического блока в локальном (0-мерном пространственном) варианте [48, 50].

Помимо вышеупомянутых, различные варианты моделей функционирования водных экосистем представлены также в работах [4, 41, 44], которые могут быть интересны с точки зрения методов калибровки и верификации моделей, проверки их чувствительности, особенностей параметрического описания скоростей отдельных химико-биологических процессов.

Попытка явно описать роль бактерий при моделировании круговорота азота и фосфора в пресноводных экосистемах предпринята в работах [31, 32]. Однако эти модели слишком формализованы, содержат большое число трудно определяемых коэффициентов и потому вряд ли

найдут практическое применение при решении прикладных задач управления качеством водных ресурсов.

Оригинальный вариант модели самоочищения вод шельфовой зоны моря от органического вещества и минеральных форм биогенных веществ, поступающих в составе хозяйственно-бытовых сточных вод от локального источника загрязнения, приведен в работе [67]. Эта модель может быть использована, как первое приближение, для определения масштабов зоны загрязнения, допустимых объемов сброса хозяйственно-бытовых сточных вод через морские выпуски, а также для исследования влияния речного стока на прилегающую акваторию моря.

Среди зарубежных разработок наибольшую известность и практическое применение во многих странах мира получили прикладные модели качества вод MIKE-21-WQ, Института гидравлики Дании (Danish Hydraulic Institute) [129], WASP5 (Water quality analysis simulation program) Агентства охраны окружающей среды США (US Environmental Protection Agency) [118], трехмерная модель эвтрофикации CE-QUAL-ICM Корпуса инженеров армии США (US Army corps of Engineers) [128]. Эти модели разработаны для решения прикладных задач охраны морской среды. На их основе построены известные программные продукты для расчета качества вод (ECOM/POM, WASP/RCA, HydroQual/Delft3D), которые нашли широкое применение за рубежом при проведении экологических экспертиз различных инженерных проектов, связанных с использованием и охраной водных ресурсов.

В доступном авторам варианте модели MIKE-21-WQ биомасса фитопланктона не является переменной модели. Учитывается утилизация биогенных веществ фитопланктоном в процессе фотосинтеза путем задания его продукции, которая полагается постоянной и не зависящей от внешних факторов. Соответственно, не учитывается регенерация минеральных форм биогенных веществ при биохимическом окислении косного органического вещества. Т.е. эта модель относится к классу моделей самоочищения, хотя и используется для описания процесса эвтрофирования.

Американские модели WASP5 и CE-QUAL-ICM имеют более сложную математическую структуру. Модель WASP5 состоит из двух блоков: для моделирования качества вод в отношении загрязняющих веществ токсического действия и моделирования процесса эвтрофирования. Блок эвтрофикации включает в себя 8 переменных, определяющих продукцию и деструкцию органического вещества, утилизацию и регенерацию минеральных форм биогенных веществ в экосистеме, кислородный режим водоема, а именно: азот аммония и нитратов, неорганический фосфор, фитопланктон, биохимическое потребление кислорода, растворенный кислород, органический азот и

фосфор. Фосфорный и азотный циклы описаны в модели отдельно и объединяются на основе уравнения динамики фитопланктона. Явно учитывается выедание фитопланктона зоопланктоном на основе задания годового хода биомассы зоопланктона в водах исследуемой акватории, установленного из наблюдений. Рассчитывается массообмен между водой и донными отложениями.

Модель эвтрофикации CE-QUAL-ICM разрабатывалась для Чесапекской бухты (Chesapeake bay). По принципам построения, математическая структура модели согласуется с моделью WASP5, но является в большей мере комплексной и системной (при описании обратных связей между моделируемыми элементами экосистемы). Основными переменными модели являются: три группы фитопланктона, азот аммония и нитратов, фосфаты, органический азот, фосфор и углерод, которые разделяются на растворенную, взвешенную лабильную и устойчивую фракции; химическое потребление кислорода; растворенный кислород, растворенный кремний и взвешенный биогенный кремний. Модель включает блок для расчета массообмена с донными отложениями в диагностическом и прогностическом режимах.

Заметим, что принципы, используемые при построении модели CE-QUAL-ICM, полностью соответствуют отечественным теоретическим разработкам, изложенным в значительно более ранней монографии [66].

В большинстве зарубежных разработок роль бактерий в формировании качества вод параметризуется заданием коэффициентов, характеризующих скорости соответствующих биогеохимических процессов. Исключение из этого правила составляет уже ставшая классической биогеохимическая модель динамики планктона [134], базирующаяся на азотном цикле. Модель включает в себя 7 переменных: фитопланктон, зоопланктон, бактерии, азот аммония и нитратов, лабильный растворенный органический азот и детритный азот. Позднее [155] эта модель была объединена с гидродинамической моделью крупномасштабной океанской циркуляции и в 3-мерном варианте применялась для исследования сезонной изменчивости полей химических и биологических характеристик вод Северной Атлантики. Она же использовалась в качестве химико-биологического блока 3-мерной экологической модели Черного моря для реконструкции сезонной изменчивости компонентов его экосистемы [39].

Из приведенного обзора следует, что в отечественной науке основное внимание уделялось разработке комплексных математических моделей функционирования водных систем, имеющих сложную математическую структуру, с большим числом определяемых эмпирическим путем коэффициентов. Использование этих моделей в прикладных целях, для планирования водохозяйственной деятельности в

различных водных объектах, затруднительно, поскольку требует больших затрат ресурсов для обеспечения этих моделей исходной химико-биологической информацией, калибровки параметров и верификации. Кроме того, методические аспекты определения многих параметров этих моделей и коэффициентов, используемых в них функциональных зависимостей, разработаны очень слабо, что естественно порождает неоднозначность получаемых с помощью моделей результатов и рекомендаций.

В то же время, зарубежными исследователями (США и Европы) были разработаны прикладные модели качества вод, сочетающие в себе такие свойства как комплексность и адекватность в описании природных процессов, определяющих качество водной среды, информативность результатов моделирования, с минимизацией затрат на подготовку исходной информации для работы модели, ее адаптации (калибровки) и верификации. Переменными состояниями водных экосистем в этих моделях выступают стандартные гидрохимические характеристики качества морских вод и минимальное количество гидробиологических характеристик. Указанные свойства позволяют использовать эти модели при решении широкого круга прикладных задач экологии моря.

Заключение к главе 1

Систематически возрастающая антропогенная нагрузка на шельфовые морские экосистемы приводит к существенному ухудшению качества водной среды, нарушению природного баланса биогеохимических процессов, изменению продуктивности, структуры и закономерностей функционирования экосистем и, как следствие, обеднению биологических ресурсов морской среды и ухудшению ее рекреационного потенциала. В связи с этим представляется актуальной задача управления качеством морской среды путем реализации различного рода природоохранных проектов, направленных на уменьшение антропогенной нагрузки на прибрежные морские экосистемы и увеличение их самоочистительного потенциала. Основным методом экологического планирования, прогнозирования, оценки целесообразности и оправданности различных управленческих решений в области морского природопользования и природоохраны является математическое моделирование.

Математические модели водных экосистем, базирующиеся на принципах системного анализа, позволяют учесть при принятии решения взаимообусловленность связей между компонентами экосистемы и перевести экологические прогнозы из разряда интуитивных в объективные. Они выступают как связующее звено между экологической теорией, научными исследованиями и практическим управлением качеством водной среды.

Математические модели качества вод представляют собой частный случай моделей функционирования водных экосистем, в которых основное внимание уделяется описанию «судьбы» загрязняющих веществ и изменчивости абиотических характеристик экосистемы, определяющих качество водной среды для обитания гидробионтов и использования человеком.

По характеру воздействия на водные экосистемы, все загрязняющие вещества химической природы делятся на две основные группы: эвтрофирующие (биогенные) вещества и токсиканты. Динамика этих групп загрязняющих веществ по-разному описывается в моделях качества вод. В первом случае используются упрощенные модификации моделей функционирования водных экосистем, в которых биотические компоненты максимально агрегированы. Во втором случае решается задача самоочищения вод, в которой не рассматриваются обратные связи, существующие между компонентами модели, и описывается только убыль концентрации загрязняющего вещества в результате совокупного действия процессов физической, химической и биологической природы.

Комплексные многоцелевые пространственно-разрешающие модели качества морских вод включают в себя численную гидродинамическую модель, блок переноса примеси и химико-биологический блок, который, в свою очередь, состоит из (под)блоков эвтрофикации и самоочищения вод от загрязняющих веществ.

В качестве количественных критериев для оценки эффективности различных управленческих решений, направленных на сохранение и улучшение качества прибрежных морских вод, для загрязняющих веществ токсического действия могут использоваться значения предельно-допустимых их концентраций, а для эвтрофирующих веществ – степень приближения прогнозируемых концентраций в прибрежных районах моря, подверженных антропогенной нагрузке, к фоновым значениям, характерным для открытой части акватории. Для минеральных форм биогенных веществ, в качестве экологических нормативов, определяющих качество вод, предложено использовать концентрации, соответствующие пределу лимитирования каждым из них первичной продукции фитопланктона в вегетационный период.

Анализ отечественных и зарубежных разработок в области математического моделирования формирования качества вод морских экосистем, а также использования этих разработок при решении прикладных задач экологии моря, свидетельствует об актуальности проблемы создания отечественной комплексной математической модели качества морских вод, которая отвечает современным требованиям и может использоваться для решения широкого круга прикладных задач морского природопользования и природоохраны. Задача заключается не только в построении математической структуры модели и ее программной реализации, но и в отработке методов калибровки ее параметров, включая сбор необходимой для этого исходной информации, и приемов использования модели для получения практически значимых результатов.

ГЛАВА 2

ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКОЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОПИСАНИЕ ИССЛЕДУЕМЫХ МОРСКИХ АКВАТОРИЙ

Методология использования численных математических моделей для решения прикладных задач охраны, восстановления и рационального использования ресурсов морского шельфа разрабатывалась и апробировалась для двух, различных по климатическим условиям, районов Мирового океана: северо-западной части Черного моря и Колумбийского участка шельфа Карибского моря.

Тропические морские экосистемы представляют особый интерес как объекты математического моделирования, поскольку из-за пренебрежимо малой сезонной цикличности в изменчивости температурных условий, они идеально подходят для тестирования математической структуры химико-биологических блоков этих моделей на предмет адекватности описания в них реальных связей между косными и биотическими компонентами экосистемы, а также влияющих на эти связи факторов.

В отличие от тропических, для водных экосистем умеренных широт свойственна ярко выраженная сезонная цикличность в изменчивости гидрологических и химико-биологических характеристик, связанная с доминирующим влиянием годового хода температуры воды на скорость химико-биологических процессов, обуславливающих потоки вещества и энергии между компонентами экосистемы.

При моделировании качества вод морских экосистем умеренных широт усиливается роль термогидродинамического блока, поскольку требуется адекватное описание моделью процессов формирования вертикальной термохалинной структуры вод и годового хода температуры воды на различных горизонтах моделируемой акватории. Осложняется калибровка параметров химико-биологического блока модели, поскольку доминирующее влияние изменчивости температуры воды затушевывает особенности взаимодействия между компонентами модели, вызванные другими факторами.

Основной объект экологических исследований и моделирования в умеренных широтах, рассматриваемый в работе, – Одесский район Днепровско – Бугского приустьевого участка северо-западной части Черного моря (рис. 2.1). Качество вод этой акватории Черного моря формируется под влиянием речного стока Днепра и Южного Буга, а также антропогенных источников загрязнения, расположенных в прибрежной зоне Одесского района.

На побережье Колумбии наблюдаются приливные колебания уровня моря, которые могут быть классифицированы как смешанный неправильный суточный прилив величиной 20 - 40 см.

Ниже, на основе данных экологического мониторинга, описаны установленные авторами особенности формирования качества вод исследуемых шельфовых морских акваторий, их гидрологического и гидрохимического режимов, первичной продуктивности; сформулированы экологические проблемы, решение которых потребовало разработки адекватных математических моделей.

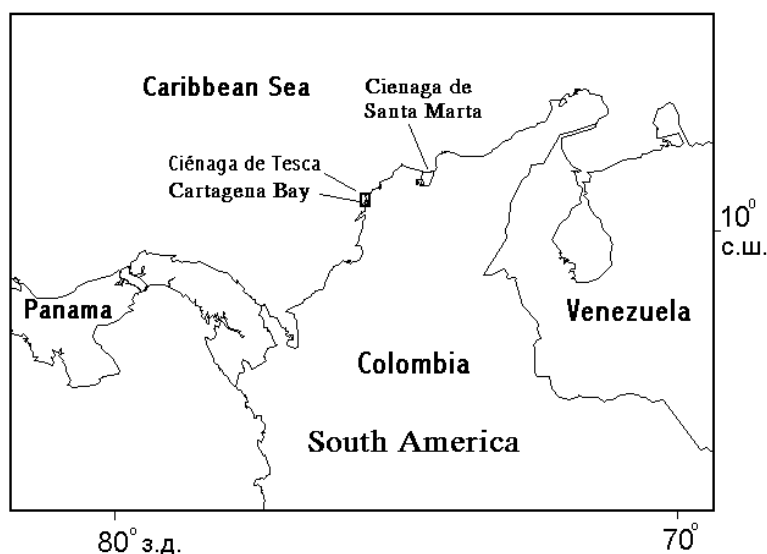


Рис. 2.2 Географическое положение исследуемых морских водоемов колумбийского участка шельфа Карибского моря

2.1. Тропические морские водоемы колумбийского побережья Карибского моря

Климат региона характеризуется как сухой тропический. В течение года выделяются четыре сезона: сухой (декабрь-апрель); малый сезон дождей (май-июнь) и малый сухой сезон (июль-август), которые часто объединяют под единым названием – переходный сезон; сезон дождей (сентябрь-ноябрь), который называют еще влажным. В сухой сезон доминируют пассатные ветры северного и северо-восточного направлений, скорость которых в течение суток изменяется от 1 м/с в утренние часы до 10 - 15 м/с в дневные и вечерние часы. В мае, с началом переходного

периода, ветры ослабевают и не имеют доминирующего направления. В сезон дождей наблюдаются слабые экваториальные ветры южного направления.

Межгодовая изменчивость качества вод и продуктивности экосистем морских водоемов колумбийского шельфа Карибского моря имеет циклический характер, обусловленный климатическими факторами, связанными с развитием явления Эль-Ниньо (El Niño) в Тихом океане. Годы, когда наблюдается Эль-Ниньо, являются малооблачными и маловодными из-за малого количества выпадающих атмосферных осадков. Сезон дождей непродолжителен и слабо выражен. Затем на смену году Эль-Ниньо приходит время Ля-Нинья (La Niña) – следующий год, который наоборот является многоводным, с большим количеством выпадающих осадков.

Водность года существенно влияет на экологическое состояние эстуарных экосистем, поскольку чем больше выпадает осадков, тем больше они смывают загрязняющих веществ с территории водосбора, а следовательно, возрастает расход и загрязнение речных вод. С другой стороны, периодам интенсивного выпадения осадков соответствует повышенная облачность. Следовательно, поток фотосинтетически активной радиации, приходящий на водную поверхность, будет меньше. При увеличении речного стока увеличивается количество взвеси, поступающей с ним в море, и следовательно, уменьшается прозрачность морских вод и глубина фотического слоя.

2.1.1. Морская тропическая глубокая бухта Картахена

Бухта Картахена (Cartagena) расположена на колумбийском побережье Карибского моря в квадрате с координатами 10°26' - 10°16' с.ш. и 75°30'-75°35' с.ш. (рис. 2.3). Бухта имеет следующие морфологические характеристики: максимальная протяженность в меридиональном направлении составляет ≈ 16 км, в широтном - 9 км, площадь водной поверхности ≈ 82 км², средняя глубина 16 м, максимальная 26 м (рис. А.1). Бухта состоит из двух частей: Внешней бухты, которая связана с Карибским морем двумя проливами, и Внутренней бухты, расположенной на севере и имеющей связь с морем только через Внешнюю бухту. На берегах Внутренней бухты расположен исторически известный город-порт Картахена, 40 % неочищенных хозяйственно-бытовых стоков которого

сбрасывается в бухту. Кроме того, восточное побережье Внешней бухты является индустриальной зоной города Картахены, в которой находятся 29 промышленных предприятий. Имея суммарный расход $\approx 1.42 \cdot 10^6$ м³/сут, атропогенные источники ежедневно поставляют в воды бухты ≈ 2.57 тонны минеральных соединений азота, 0.48 тонны минерального фосфора и 22.2 тонны косного органического вещества (по БПК). Расположение этих источников и характеристики их вод приведены на рис. 2.3 и в табл. Б.1- Б.2.

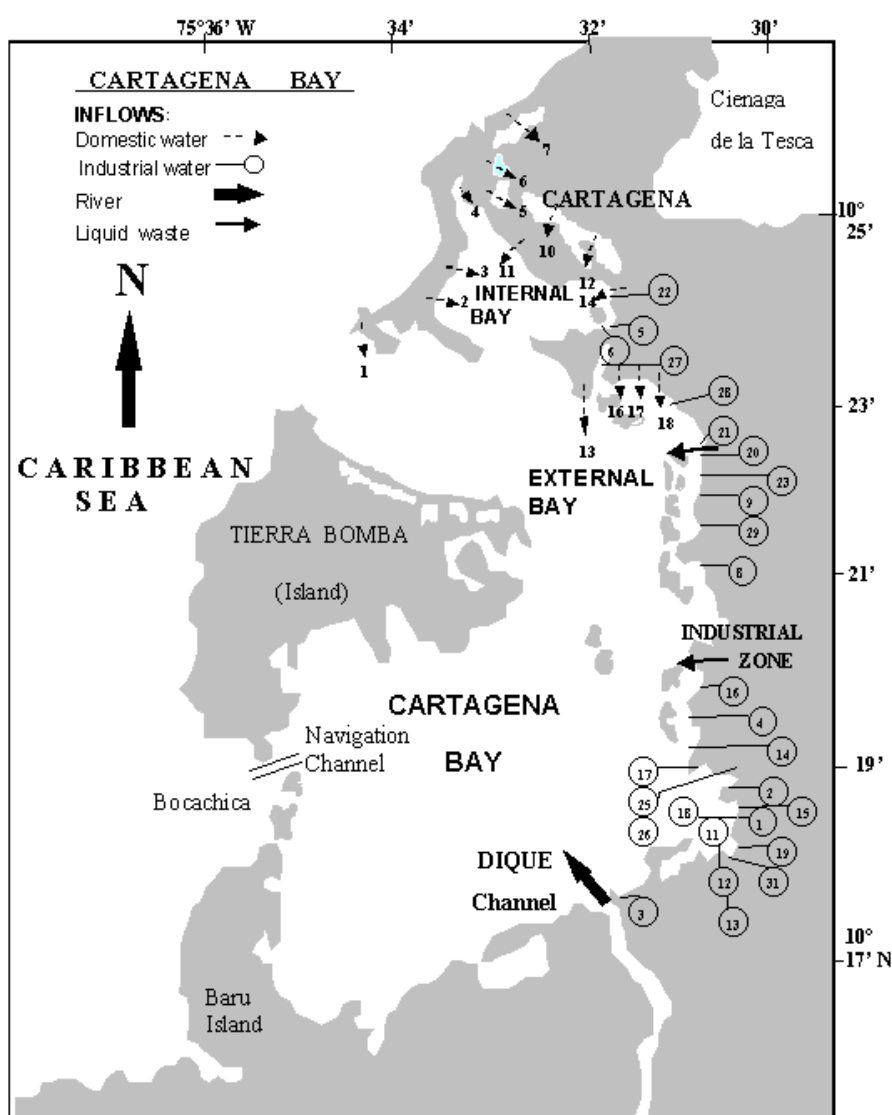


Рис. 2.3 Схема бухты Картахены с расположением антропогенных источников загрязнения

В южную часть Внешней бухты поступают пресные воды из канала Дикую (Dique), соединяющего бухту с рекой Магдалена (Magdalena). Этот канал имеет искусственное происхождение. Расход канала Дикую изменяется в течение года от 55 м³/с в сухой сезон года (февраль – апрель) до 250 м³/с в сезон дождей (сентябрь – октябрь).

Влияние канала Дикую на гидрохимический режим бухты двояко. С одной стороны канал является мощным поставщиком минеральных соединений азота и фосфора, а также минеральной взвеси, которая определяет прозрачность вод бухты. С другой стороны, под влиянием пресного стока канала в бухте формируется резкий приповерхностный (0 - 4 м) пикноклин, который препятствует вертикальному турбулентному обмену между поверхностным и придонным слоями. В результате, биогенные и другие загрязняющие вещества, выносимые с водами канала, распространяются на акватории бухты в пределах поверхностного распресненного слоя, который одновременно является фотическим.

Поступление в бухту большого количества минеральной взвеси с водами канала Дикую и ее последующее гравитационное осаждение приводят к обмелению причалов, расположенных на берегах бухты, и сильной заносимости искусственного судоходного канала в южной ее части. Так, например, у причалов промышленных предприятий, расположенных в южной части бухты, глубина за последние пятнадцать лет уменьшилась на 5 - 6 метров. Поэтому многие из них вынуждены проводить ежегодные дноуглубительные работы.

С 1996 по 1999 гг. Центром океанографических и гидрографических исследований (Centro Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas – CIOH) Колумбии проводился экологический мониторинг вод бухты Картахена [143, 152, 153]. Программа мониторинга предусматривала ежегодное выполнение от 2 до 5 съемок, включающих до 23-х станций на акватории бухты, на которых измерялись следующие показатели: прозрачность, температура и соленость воды, содержание минеральных соединений биогенных элементов, растворенного кислорода, биохимическое потребление кислорода, концентрация хлорофилла «а» – на горизонтах 0.5, 8 метров и у дна. Кроме того, выполнялись разовые гидробиологические определения первичной продукции фитопланктона, биомассы бактериопланктона и потока поглощения кислорода донными осадками. Систематически контролировалось загрязнение вод бухты патогенными бактериями по их индикатору – численности бактерий группы коли-формы (Coliforms) [165] – аналогу коли-индекса.

В табл. 2.1 приведены характерные для фотического слоя концентрации биогенных элементов и биохимического потребления кислорода в водах канала Дикую, бухты Картахена и на ее открытой морской границе, полученные осреднением данных экологического

мониторинга за 1996-1998 гг. Из таблицы следует, что концентрации минеральных соединений биогенных элементов в водах бухты достаточно велики и не являются фактором лимитирующим темпы первичного продуцирования органического вещества фитопланктоном. В качестве фактора сдерживающего фотосинтез фитопланктона в данном случае выступает минеральная взвесь, поступающая в бухту с водами канала, которая существенно уменьшает прозрачность морских вод, глубину фотического слоя и, как следствие, усиливает роль гидродинамических процессов разбавления загрязненных вод бухты чистыми морскими водами. Типовые поля прозрачности вод в бухте для сухого и влажного сезонов года приведены на рис. 2.4.

Таблица 2.1

Гидрохимические показатели качества вод канала Дикую, фотического слоя бухты Картахена и на открытой морской границе с Карибским морем

Гидрохимич. показатель	Канал Дикую	Бухта Картахена	Морская Граница
БПК ₅ , мгО ₂ /л	1.31	2.1	0.7
NH ₄ ⁺ , мгN/л	0.14	0.12	0.05
NO ₂ ⁻ , мгN/л	0.004	0.006	0.002
NO ₃ ⁻ , мгN/л	0.25	0.065	0.007
PO ₄ ³⁻ , мгP/л	0.04	0.023	0.018
O ₂ , мгО ₂ /л	4.0	5.0	4.25

Кроме того, интенсивная седиментация приводит к гибели организмов бентоса и препятствует развитию зоопланктона в бухте. Токсические вещества, адсорбированные частицами взвеси, могут представлять опасность как для жизни гидробионтов, так и для здоровья людей. Поэтому заинтересованные организации Колумбии разработали различные проекты строительства гидротехнических сооружений в канале Дикую, которые должны уменьшить поступление взвешенных наносов из канала в бухту Картахена. Задача заключается в проведении экологической экспертизы этих проектов с точки зрения возможных последствий их реализации для функционирования экосистемы б. Картахена и качества ее вод.

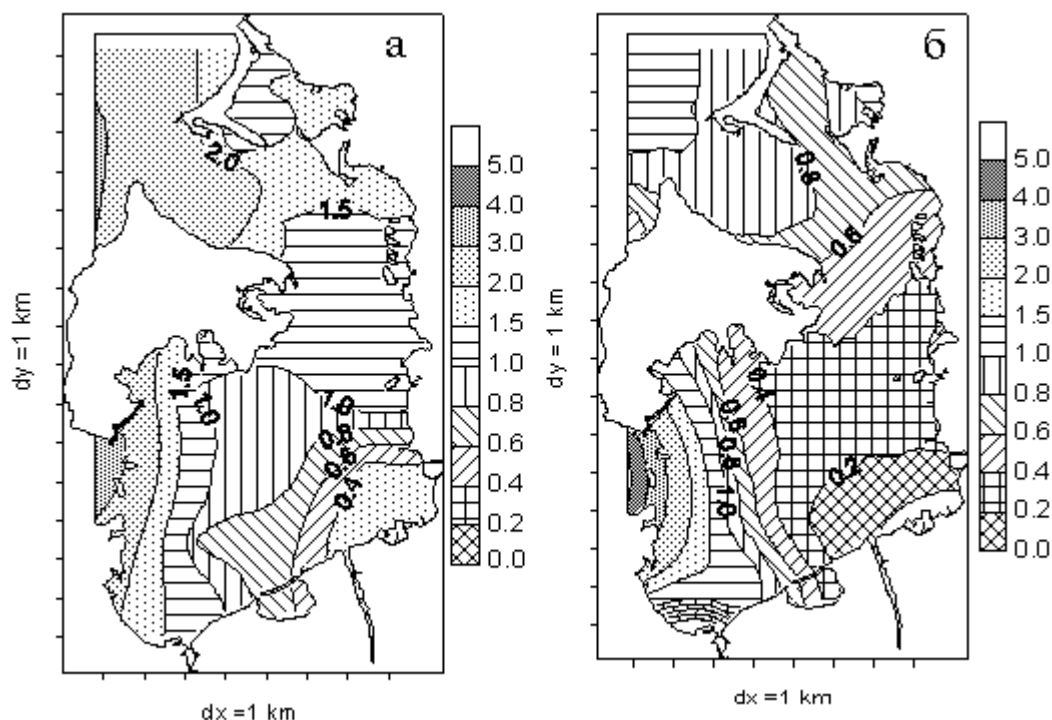


Рис. 2.4 Типичные поля прозрачности вод б.Картахена, в метрах, в сухой (а) и влажный (б) периоды года, построенные по данным мониторинга 1996-1999 гг.

Глубина проливов, соединяющих бухту с морем, составляет, в основном, 0.5-3.0 м. Исключение представляет навигационный канал в южном проливе, который имеет ширину 100 м и глубину 30 м. Поскольку максимальные глубины в самой бухте Картахена достигают 26 м, то гидродинамическая промывка морскими водами придонных слоев бухты затруднена. Обновлению вод бухты в результате горизонтальной адвекции чистых морских вод способствуют приливные колебания уровня моря на открытой морской границе. Важно отметить, что воды открытого моря имеют большую плотность (за счет повышенной солености), чем распресненные воды бухты, и, поэтому, после прохождения мелководных проливов как бы стекают по дну в более глубокие части бухты, обновляя воды придонного слоя.

Ветровой режим бухты характеризуется преобладанием сильных (со среднесуточной скоростью до 8 м/с) северо-восточных ветров пассатного происхождения в сухой период года (январь – май) и слабых (до 3 м/с) ветров в сезон дождей (август – ноябрь).

В сезон дождей, когда расход канала Дикую максимален, а вертикальный турбулентный обмен, вследствие отсутствия сильных ветров, минимален, в приповерхностном слое бухты формируется резкий пикноклин, который препятствует массо- и газообмену между поверхностным и придонным слоями. Биогенные вещества, поступающие как с водами канала Дикую, так и из антропогенных источников, распространяются в пределах поверхностного распресненного слоя. На большей части акватории бухты продуктивность фитопланктона лимитируется освещенностью вследствие малой прозрачности вод. Однако вблизи проливов, где прозрачность вод увеличивается в результате гравитационного осаждения взвеси и разбавления чистыми морскими водами, наблюдаются локальные очаги высокой продукции и биомассы фитопланктона.

Создаваемое в результате фотосинтеза фитопланктона органическое вещество автохтонного происхождения под действием силы тяжести опускается в более глубокие слои, где, отмирая, подвергается биохимическому разложению бактериями. На окисление косного органического вещества и нитрификацию расходуется растворенный в морской воде кислород. Морфологические особенности бассейна (мелкие проливы в сочетании с большой глубиной бухты), слабый вертикальный турбулентный обмен вод и отсутствие фотосинтетической продукции кислорода ниже пикноклина приводят к тому, что в придонном слое бухты развивается дефицит кислорода (рис. 2.5). Аэробные гидрохимические условия в водах придонного слоя на большей части акватории бухты сменяются на анаэробные, что влечет за собой гибель аэробных организмов, замедление процессов биохимического разложения косного органического вещества и, как следствие, накопление неразложившейся органики в придонных слоях (рис. 2.6).

После окончания сезона дождей, в январе расход канала Дикую становится минимальным, ослабляется приповерхностный пикноклин, усиливается ветровое перемешивание вод и вертикальный турбулентный обмен между приповерхностным фотическим и придонным слоями бухты. Как следствие, содержание кислорода в придонном слое увеличивается до 2-3 мл/л (рис. 2.5.а).

Таким образом, сильная антропогенная нагрузка на экосистему бухты Картахена со стороны промышленных и антропогенных источников загрязнения, поступление загрязненных вод реки Магдалена, в сочетании с морфологическими особенностями бассейна, привели к эвтрофикации вод бухты и периодическому возникновению дефицита кислорода в придонном слое. Поскольку эти процессы обусловлены сложным комплексом природных и антропогенных факторов, то без использования математической модели качества вод практически

невозможно оценить эффективность различных природоохранных мероприятий, направленных на улучшение современной экологической ситуации.

Данные экологического мониторинга показали также, что в бухте Картахена отмечается высокий уровень загрязнения вод патогенными бактериями, превышающий допустимые пределы для зон первичного контакта человека с водой [165]. Концентрация коли-форм в водах бухты определяется комплексом природных факторов (температура, соленость, прозрачность воды, ливневые стоки, расход канала и др.), роль которых в течение года меняется. Основным источником загрязнения являются коммунально-бытовые сточные воды города. Установлено [165], что высокие концентрации коли-форм следует ожидать в период интенсивного выпадения ливневых осадков, когда увеличивается сброс загрязненных вод по системе ливневых стоков и канализации, а также увеличивается содержание в них патогенных бактерий за счет вымывания ранее изолированных источников загрязнения на территории города. Эпизодически существенный вклад в загрязнение вод бухты патогенной микрофлорой вносит и сток канала Дикую.

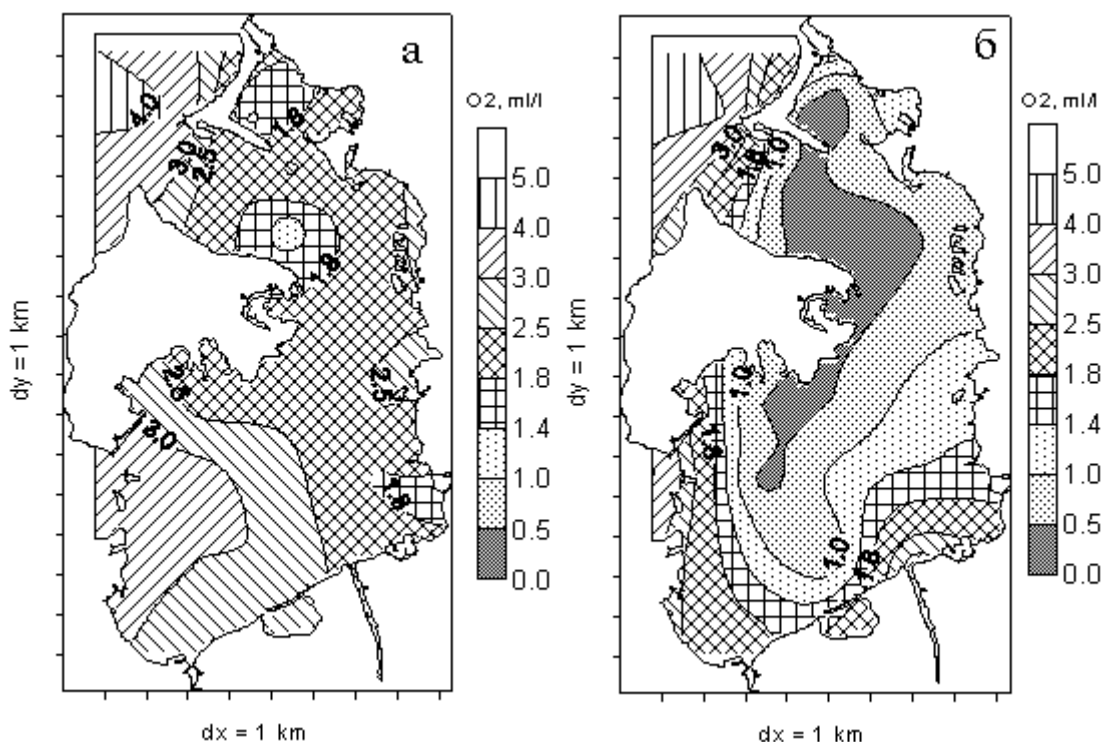


Рис. 2.5 Содержание растворенного кислорода, мл/л, по данным мониторинга 1996-1999 гг., в водах придонного слоя бухты Картахена в сухой (а) и влажный (б) периоды года

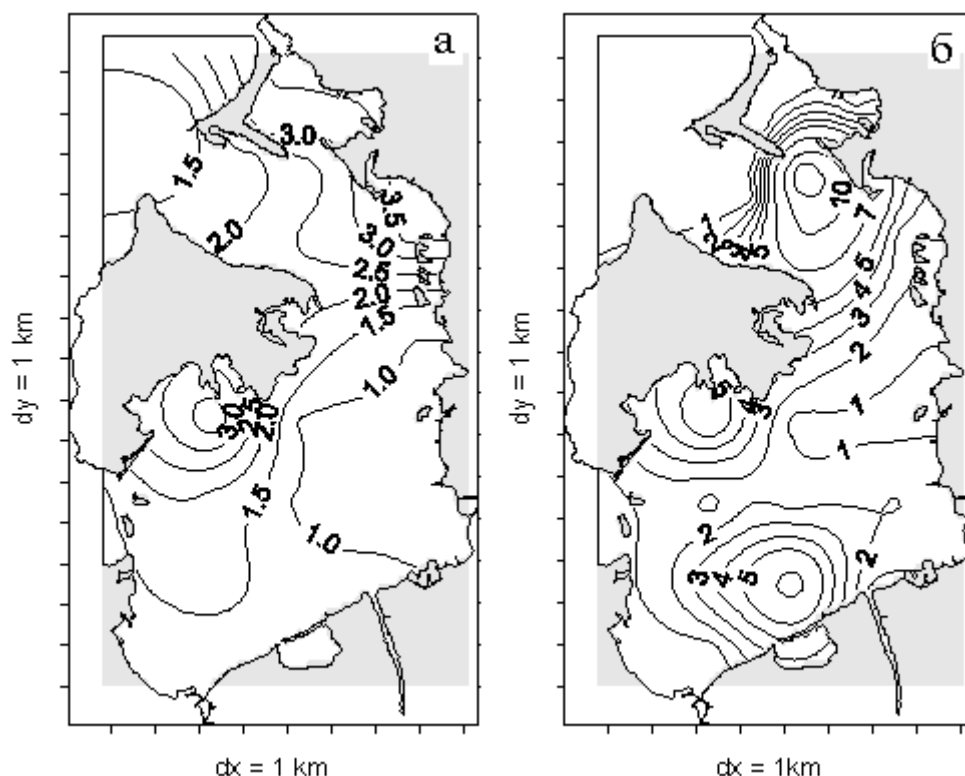


Рис. 2.6 Типичное распределение БПК₅, мг/л, в поверхностном (а) и придонном (б) слоях бухты Картахены в сезон дождей, полученное по данным мониторинга 1996 - 1999 гг.

2.1.2. Мелководная тропическая лагуна Сиенага де Теска

Мелководная лагуна Сиенага де Теска (Cienaga de Tesca) расположена на северо-востоке от города Картахены (рис. 2.2, 2.3). Форма лагуны напоминает треугольник, вытянутый с юга на север на 7 км. Ширина лагуны в южной части достигает ≈ 4.5 км, в то время как в северной части она уменьшается до нескольких сотен метров. Площадь водной поверхности водоема $\approx 22.5 \text{ км}^2$, средняя глубина ≈ 0.85 м, максимальная – достигает 1.6 м (рис. А.2).

Лагуна периодически сообщается с Карибским морем через пролив в северной части. Глубина пролива не превышает 1 м, ширина ≈ 100 м. Этот пролив открывается в сезон дождей (август – ноябрь) и закрывается в сухой период года (январь – апрель).

Водный баланс лагуны формируется в результате водообмена с морем, испарения и выпадения атмосферных осадков во влажный период года, поступления пресных вод из естественных ручьев и канализационной системы города Картахены.

В настоящее время, по ряду показателей качества воды (содержание БПК₅, PO₄³⁻), лагуну Сиенага де Теска можно отнести к разряду весьма грязных (гипертрофных, полисапробных) водоемов [62], в котором имеются все признаки эвтрофикации, включая перенасыщение кислородом вод поверхностного слоя и полное его отсутствие в придонном слое на глубинах более 1 м. Основные источники загрязнения – канализационные каналы, по которым в лагуну ежедневно поступает около 60 % неочищенных хозяйственно-бытовых стоков города Картахены. Расположение этих источников и их характеристика приведены на рис. 2.7 и в табл. Б.3.

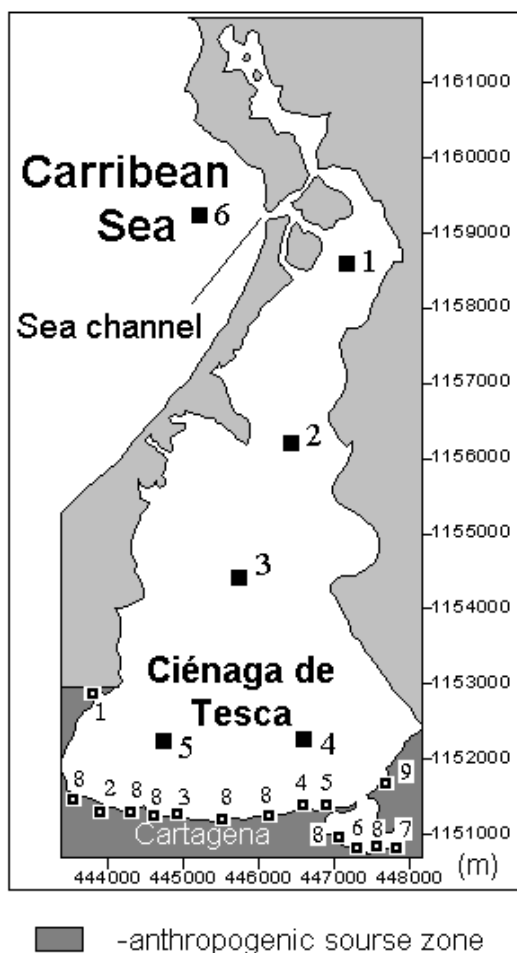


Рис. 2.7 Схема лагуны Сиенага де Теска с расположением антропогенных источников загрязнения (см. табл. Б.3). Квадратиками отмечены пункты мониторинга 1996-1998 гг.

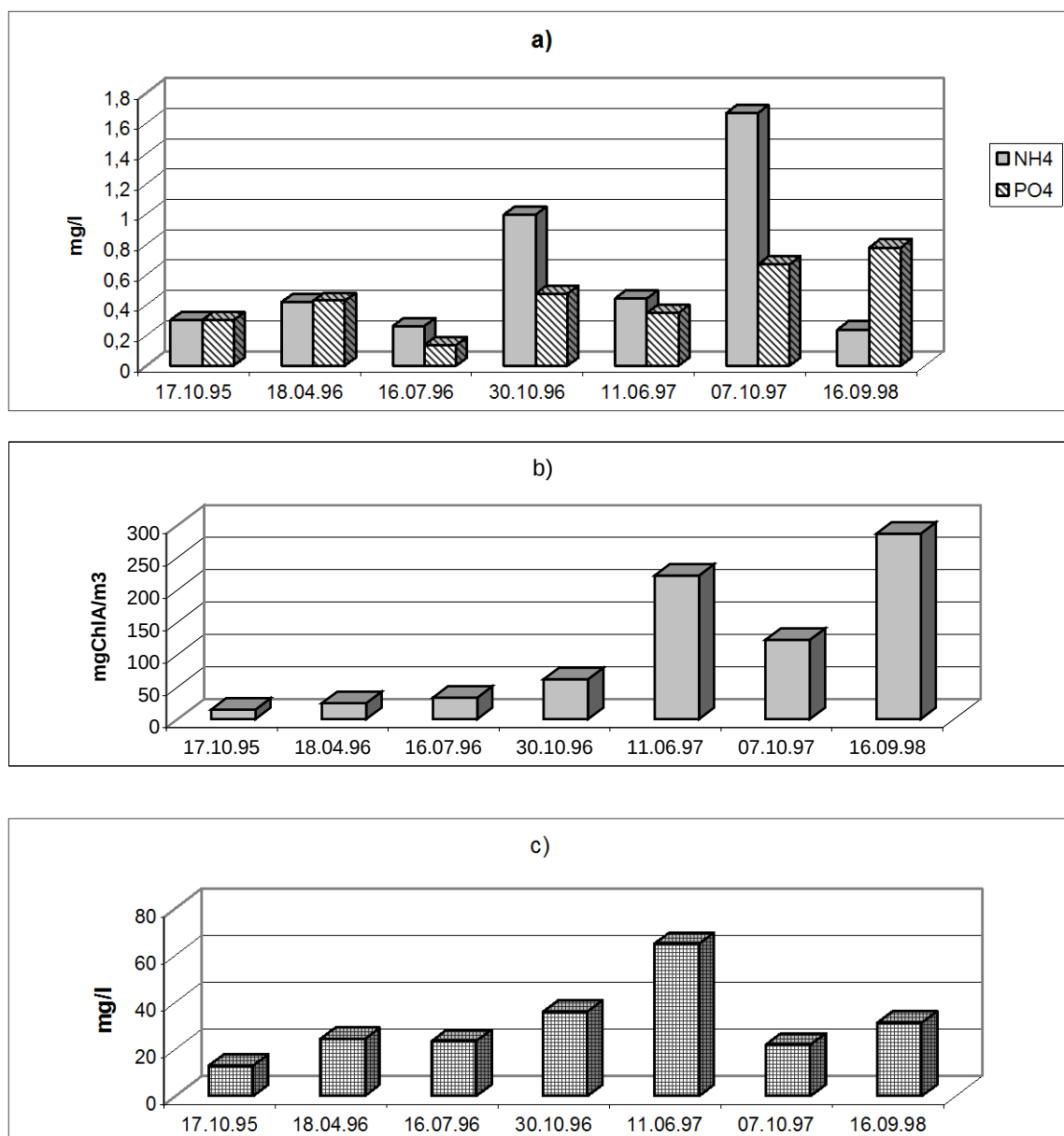


Рис. 2.8 Изменчивость средней по акватории лагуны концентрации азота аммония, мгN/л, и фосфора фосфатов (а), мгР/л, хлорофилла «а» (b), мг·хл.а/м³, и БПК (с), мг/л, в водах Сиенага де Теска по данным мониторинга 1995-1998 гг.

Учитывая, что южная, наиболее загрязненная часть акватории Сиенага де Теска находится в пределах города Картахена и вблизи его рекреационной зоны, актуальным является вопрос о реставрации экосистемы этого водоема.

С целью разработки научно-обоснованных природоохранных мероприятий по улучшению экологической ситуации, в период с 1996 по 1999 гг. в Сиенага де Теска проводился систематический экологический мониторинг качества ее вод [159, 162]. Комплекс наблюдений включал в себя определение гидрологических (прозрачность, температура и соленость вод) и гидрохимических (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , БПК₅, O_2) характеристик. Однако, в связи с организационными и финансовыми проблемами, специализированные гидробиологические наблюдения в него не были включены. Биотическая составляющая экосистемы представлена в системе мониторинга лишь определением концентрации хлорофилла “а” и бактерий группы коли - формы.

Таблица 2.2

Типичные значения экологических характеристик состояния экосистемы Сиенага де Теска, полученные осреднением данных мониторинга за период 1996 - 98 гг. Расположение станций показано на рис. 2.7

№№ станц.	S, ‰	pH	Прозр, м	PO_4^{3-} , мгР/л	NH_4^+ , мгN/л	NO_2^- , мгN/л	NO_3^- , мгN/л	БПК ₅ , мг/л	O_2 , мл/л	B_f , мг.хл.а/м ³
1	24.8	8.55	0.27	0.48	0.49	0.015	0.43	15.8	5.2	71.4
2	24.2	8.76	0.28	0.53	0.43	0.010	0.46	17.9	5.7	100.7
3	23.6	8.83	0.28	0.54	0.56	0.009	0.51	16.9	5.9	77.7
4	22.1	8.85	0.23	0.63	0.63	0.011	0.38	24.8	6.5	122.8
5	22.7	8.84	0.22	0.56	0.58	0.012	0.46	24.7	6.1	107.4
6	33.0	8.40	1.3	0.05	0.20	0.036	0.29	6.9	3.9	14.9
Сред.	23.4	8.77	0.26	0.54	0.55	0.011	0.45	20.3	5.90	96.1
С.к.о.	9.1	0.56	0.06	0.22	0.53	0.008	0.78	11.8	2.79	79.2

Типичные значения гидрохимических параметров в различных точках акватории лагуны, полученные осреднением данных наблюдений за весь период мониторинга, приведены в табл. 2.2. Сравнение этих данных с архивными эпизодическими наблюдениями, выполненными в 1983 - 1984 и 1994 - 1995 гг., показало, что качество вод в лагуне существенно ухудшилось, а биотическая составляющая ее экосистемы перешла в качественно новое состояние. Например, среднее содержание БПК выросло с 14 до 30 мг/л, хлорофилла «а» с 12 до 100 мг·хл.а/м³ и более. Отмечено увеличение амплитуды колебаний средних по акватории водоема концентраций минеральных соединений биогенных элементов,

что, при учете стабильного роста концентрации хлорофила «а», может свидетельствовать о нарушении сложившегося ранее баланса продукционно-деструкционных процессов и неустойчивости в динамике экосистемы. Нарушению баланса могло способствовать развитие явления Эль-Ниньо в 1997 году, в результате чего год был климатически аномальным в отношении многих метеорологических факторов. Динамика перехода экосистемы Сиенага де Теска в качественно новое состояние в течение 1995 – 1998 гг. показана на рис. 2.8.

Таким образом, результаты мониторинга показали резкое ухудшение экологической ситуации на акватории водоема и необходимость срочного проведения природоохранных мероприятий для ее улучшения. Эффективность различных сценариев управления качеством вод водоема может быть оценена лишь на основе результатов имитационных прогностических расчетов, выполненных с помощью математических моделей.

2.1.3. Мелководный тропический водоем эстуарного типа Сиенага Гранде де Санта - Марта

Сиенага Гранде де Санта - Марта (Ciénaga Grande de Santa Marta - CGSM) – мелководная тропическая лагуна, искусственно преобразованная в водоем эстуарного типа. Лиман расположен на участке Карибского побережья Колумбии, ограниченного координатами 10°44' - 11°00' с.ш. и 74°19' - 74°31' з.д. (рис. 2.9). Площадь водного зеркала водоема составляет 423 км², а средняя глубина – 1.6 м (рис. А.3). На северной границе лиман сообщается с Карибским морем через пролив Бока де ля Барра (Boca de la Barra) шириной ≈ 280 м. Сезонные колебания отметок уровня воды в лимане составляют обычно 30 - 50 см. Имеют место также полусуточные приливные колебания уровня, амплитуда которых в прилегающей части моря составляет 20-40 см, а внутри лимана ≈ 7 см.

На восточной и юго-восточной границах к лиману прилегает горный массив Сиерра Невада де Санта Марта (Sierra Nevada de Santa Marta), откуда берут начало малые реки Фрио (Frío), Севиджа (Sevilla), Аракатака (Aracataca), Фундасион (Fundación), Ахи (Aji), впадающие в лиман. На водосборе этих рек ведется активное аграрное хозяйство. На западной границе к лиману прилегает комплекс малых озер Пахаралес, которые через систему каналов связывают лиман с большой рекой Магдалена (Magdalena).

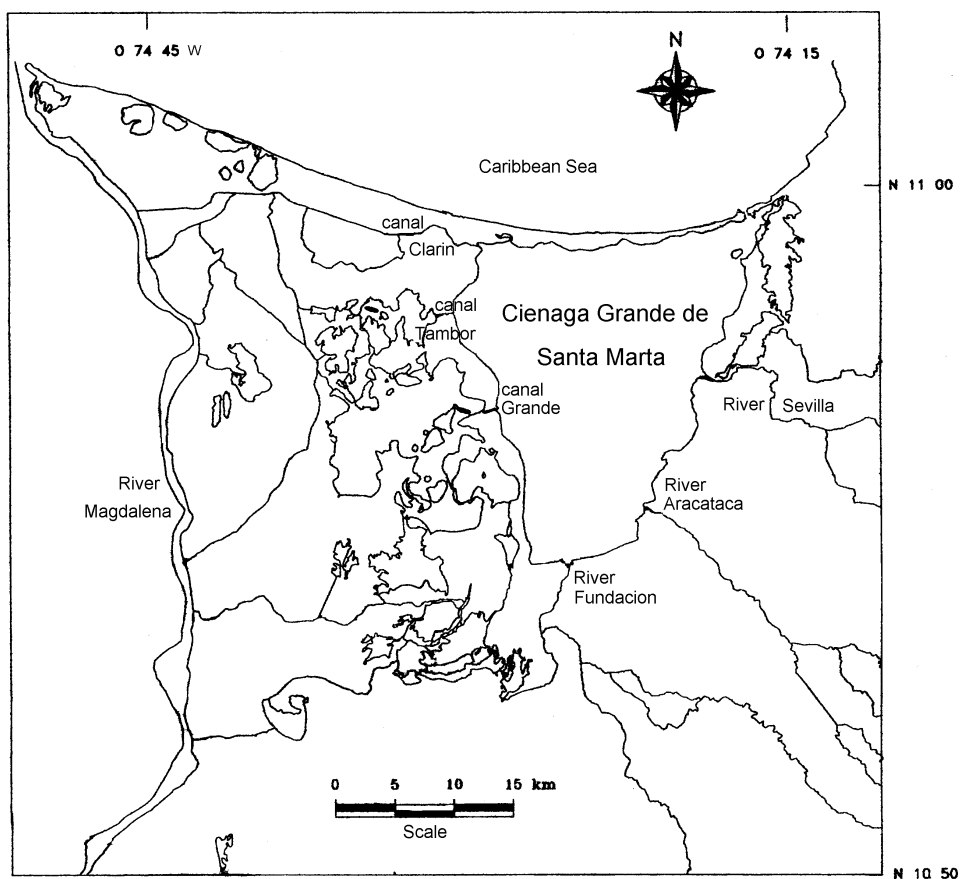


Рис. 2.9 Схема расположения лимана Сиенага Гранде де Санта-Марта, системы озер и каналов, связывающих его с рекой Магдалена и Карибским морем

Исходя из вышесказанного, качество вод лимана формируется под влиянием стока малых рек, водообмена с морем через пролив и поступления вод реки Магдалена через систему искусственных каналов и естественных озер комплекса Пахаралес. Среди указанных факторов доминирующую роль играет поступление вод из р. Магдалена и водообмен с морем.

На акватории лимана размещены объекты промышленного культивирования устриц и креветок. Кроме того, сам лиман и прилегающая к нему система озер являются высокопродуктивной экологической системой, имеющей важнейшее рыбохозяйственное значение для местного населения. Скорость первичного продуцирования органического вещества фитопланктоном в малых озерах составляет 0.4

гС/м² ч. На акватории лимана и его берегах находятся уникальные мангровые заросли.

Современный гидрохимический режим лимана сформирован искусственно. В начале 1980-х годов, в результате строительства вдоль берега моря автомобильной дороги, нарушился естественный водообмен с морем системы малых соленых озер Пахаралес. Это привело в сильному осолонению озер и, как следствие, массовой гибели уникальных многолетних мангровых зарослей, расположенных на их берегах. Для понижения солености вод в озерах в начале 1990-х годов была выполнена реконструкция (углубление, расширение) и сооружены дополнительные каналы, связывающие лиман через систему соленых озер с рекой Магдалена.

В результате притока речных вод существенно понизилась соленость вод не только в малых озерах, но и в самом лимане. Значительно повысился уровень эвтрофикации водоемов. Чрезмерное распреснение вод лимана CGSM создало неблагоприятные условия для жизни морских организмов, среди которых особо следует отметить устрицы и креветки. В системе соленых озер распреснение привело, с одной стороны, к росту уловов ценных видов пресноводных рыб, а с другой стороны, создались условия для роста новых, более низких видов мангров, чем были ранее. Во влажную эпоху, при повышении уровня воды, они затапливаются и погибают, поставляя дополнительное количество косного органического вещества в воды лимана и увеличивая их трофность и сапробность.

Исходя из вышесказанного, актуальной представляется задача прогнозирования продуктивности экосистемы лимана Сиенага Гранде де Санта-Марта и управления качеством его вод.

Комплексный экологический мониторинг в CGSM проводился начиная с середины 80-х годов. Однако только с 1993 года (после реконструкции соединительных каналов) мониторинг приобрел системный характер. Комплекс наблюдений включал в себя ежемесячное определение следующих гидрохимических и гидрологических параметров: NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , O_2 , хлорофилл «а», органический сестон, прозрачность, температура и соленость воды. Кроме того, эпизодически проводились специализированные гидробиологические эксперименты по определению продукции фитопланктона, в зависимости от определяющих ее факторов (концентрации биогенных элементов, прозрачности вод), биомассы фито- и зоопланктона, численности бактерий. Экспериментально оценивались потоки минерального азота и фосфора из донных отложений в воду.

Основной недостаток в организации экологического мониторинга – отсутствие в его системе наблюдений за содержанием косного органического вещества в водах лимана, которое является одним из ключевых абиотических компонентов водной экосистемы. Оценки

концентрации косного органического вещества по показателям БПК, окисляемости KMnO_4 , доле детрита в сестоне начали выполняться лишь со второго полугодия 1999 года.

Вторая серьезная проблема, затрудняющая использование данных мониторинга для экосистемного анализа условий формирования качества вод лимана, заключается в том, что большинство гидробиологических наблюдений были выполнены до начала реконструкции системы соединительных каналов и развития процесса эвтрофикации водоема.

Таблица 2.3

Типичные значения экологических характеристик состояния экосистемы лимана CGSM в различные периоды мониторинга и экстремальные годы

Годы	NH_4^+ , мгN/л	NO_2^- , мгN/л	NO_3^- , мгN/л	PO_4^{3-} , мгP/л	B_f , мг.хл.а/м ³
1987-88	0.01	0.005	0.008	0.03	65
1994	0.10	0.007	0.030	0.25	550
1995-96	0.02	0.005	0.035	0.07	140
1993-99	0.06	0.006	0.040	0.09	240

Анализ данных мониторинга показал, что реконструкция каналов привела к увеличению концентрации в водах лимана минерального азота, в результате чего существенно уменьшилось его влияние как фактора лимитирующего первичную продукцию органического вещества фитопланктоном (табл. 2.3). В современных условиях основным лимитирующим фактором является низкая прозрачность вод и, возможно, влияние солености вод на функциональную активность и смертность различных видов водорослей. Если в 1980-е годы средняя концентрация хлорофилла «а» составляла 70 мг.хл.а/м³, то в 1990-е она возросла до 200 - 250 мг.хл.а/м³. Содержание фосфатов хотя и выросло с 0.03 мгP/л до 0.09 мгP/л, но реально не влияет на продуктивность экосистемы, поскольку уже в 1980-е годы их концентрация превышала потребности фитопланктона.

Химико-биологическая характеристика качества речных, морских и лиманных вод по данным экологического мониторинга 1993-2000 гг. приведена в табл. 2.4, а в табл. 2.5 - 2.6 показаны расходы малых рек и

превышения отметок уровня воды в соединительных каналах (рис. 2.9) над уровнем моря в разные сезоны года.

Таблица 2.4

Типичные значения показателей качества лиманных вод CGSM, морских вод на прилегающей акватории Карибского моря и вод внешних источников (притоков)

Компонент	Типичные значения							
	CGSM	Море	р.Фун- дасион	р.Ара- катака	р.Се- виджа	Канал Кларин (Clarín)	Канал Тамбор (Tambor)	Канал Гранде (Grande)
Температура, °C	30.	26.	31.	31.	31.	30.	30.	30.
Соленость, $S^{0}_{\text{‰}}$	20.	35.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
Прозрачность, м	0.4	1.0	0.2	0.1	0.15	0.2	0.3	0.4
Фосфаты (PO_4^{3-}), мгР/л	0.09	0.05	0.30	0.35	0.35	0.09	0.07	0.12
Аммоний (NH_4^+), мгN/л	0.06	0.02	0.10	0.04	0.10	0.04	0.05	0.08
Нитриты (NO_2^-), мгN/л	0.006	0.003	0.01	0.01	0.01	0.009	0.006	0.01
Нитраты (NO_3^-), мгN/л	0.04	0.09	0.10	0.20	0.19	0.06	0.04	0.15
Кислород (O_2), мг/л	6.	5.0	1.1	3.2	0.9	4.0	4.5	5.0
КОВ, мг O_2 / л	20.	12.0	17.0	16.0	15.0	20.0	19.0	20.0
Фитопланктон, мг.хл.а/м ³	240.0	40.0	60.0	10.0	40.0	120.0	160.0	250.0
Бактериопланкт., мгС/м ³	1300.	1000.	1400.	1400.	1400.	1300.	1300.	1300.
Зоопланктон, мгС/м ³	3400.	2500.	2000.	2000.	2000.	2500.	3600.	3600.

Из табл. 2.6 следует, что в сухой сезон года, отметки воды в малых озерах меньше, чем уровень моря и, следовательно, будет наблюдаться максимальный заток морских вод в лиман и через каналы в озера. Наоборот, в сезон дождей приток вод из р.Магдалена будет максимален и в этот период следует ожидать ухудшения качества вод в лимане.

Таблица 2.5

Расходы малых рек, м³/с, в различные сезоны года (информация IDEAM – Института гидрологии, метеорологии и исследований окружающей среды Колумбии)

Реки	Сухой сезон (март)	Малый сезон дождей (май)	Малый сухой сезон (июль)	Сезон дождей (октябрь)
р. Фундасион	11.4	70.0	25.0	38.0
р. Аракатака	1.3	1.5	3.0	7.0
р. Севиджа	6.6	86.0	20.0	61.0
р. Ахи	0.5	1.0	0.5	2.0

Таблица 2.6

Превышения отметок уровня, в метрах, на внешних границах каналов, которые связывают систему малых озер с лиманом [151]

Каналы	Сухой сезон (март)	Малый сезон дождей (май)	Малый сухой сезон (июль)	Сезон дождей (октябрь)
Гранде (Grande)	-0.03	0.06	0.02	0.17
Кларин (Clarín)	-0.11	0.04	0.02	0.23
Тамбор (Tambor)	-0.05	0.07	0.02	0.18

2.2 Акватории северо-западной части Черного моря

2.2.1 Днепровско-Бугский и Одесский районы

Днепровско-Бугский приустьевой район (ДБПР) расположен на севере северо-западного шельфа Черного моря и простирается от Кинбурнского пролива до берегов Одессы (рис. 2.1). В ландшафте дна ДБПР большую часть занимают две формы рельефа: палеодолина Днепра и Одесская банка. Палеодолина Днепра, являющаяся продолжением русла реки по дну моря, вначале имеет широтное направление, протягиваясь узким пятикилометровым желобом вдоль берега от Днепровско-Бугского лимана на запад и отделяя Одесскую банку от прибрежного склона. У

западного края банки Днепровский желоб принимает меридиональное направление и, расширяясь, образует южнее Одесскую котловину с глубинами более 25 м. Вблизи Сухого лимана расположена еще одна положительная форма рельефа дна – небольшая Ильичевская возвышенность с глубинами менее 20 м. Максимальная глубина района – 28 м. Средняя глубина – 14 м (рис. 3.4).

Описание особенностей гидрологического и гидрохимического режимов ДБПР северо-западной части Черного моря (СЗЧМ) приведено в работах [20, 33 - 35, 79, 103, 106].

Одесский район СЗЧМ является составной частью Днепровско-Бугского приустьевого участка [9]. Качество вод в этом районе моря определяется, с одной стороны, поступлением биогенных и загрязняющих веществ с речным стоком Днепра и Южного Буга, а с другой стороны, – со сточными водами антропогенных источников загрязнения, расположенных в прибрежной зоне. На побережье района функционируют промышленный, портовый и коммунальный комплексы городов Одесса, Ильичевск, Южный, со сточными водами которых в морскую среду поступает значительное количество биогенных веществ, СПАВ, нефтепродуктов и других видов загрязняющих веществ [54, 104].

Одесский район СЗЧМ имеет важное рекреационное значение, поскольку его побережье является пляжной и санаторно-курортной зоной. К этой акватории примыкает также Одесская банка – ценнейший рыбохозяйственный участок Черного моря, на котором идет воспроизводство рыбных ресурсов. Следовательно, выяснение роли речного стока и антропогенных источников в формировании современного уровня загрязнения и эвтрофикации вод этого района СЗЧМ, прогноз и управление качеством его вод – актуальная задача морского природопользования и природоохраны. Решить ее невозможно без использования математических моделей качества морских вод, в которых учитываются как процессы гидродинамического разбавления речных и сточных вод, так и химико-биологические процессы трансформации загрязняющих и биогенных веществ в морской среде.

В 1988 - 1999 гг. Одесским филиалом Института биологии южных морей (Оф ИнБЮМ) проводился комплексный экологический мониторинг морской акватории, прилегающей к побережью г.Одессы и ее городов-спутников: Ильичевска и Южного. Результаты этого мониторинга позволили установить и описать особенности изменчивости гидрологических условий [34, 35, 106], циркуляции вод [35, 99, 100] и гидрохимического режима этой акватории [33, 79, 106].

За указанный период в Одесском районе СЗЧМ была проведена 31 комплексная съемка акватории с общим числом станций - 557. Число съемок варьировало от 1 до 6 в год. Количество станций на съемках также

изменялось от 16 до 42-х, составляя в среднем 27. Годовой цикл мониторинга в большинстве случаев включал в себя две съемки, соответствующие весеннему (апрель-май) и второй половине летнего (август-сентябрь) гидрологических сезонов. Всего в апреле было выполнено 3 съемки, в мае – 9, в июле – 1, в августе – 9, в сентябре – 2, в октябре – 2, в ноябре – 3, в декабре – 1 и феврале – 1.

Поскольку мониторинг проводился с целью контроля качества морской среды Одесского района СЗЧМ, то его программа предусматривала определение в поверхностном и придонном слоях стандартных гидрологических (температуры, солености) и гидрохимических (содержания биогенных веществ, растворенного кислорода и т.д.) характеристик вод акватории, а также содержания различного рода загрязняющих веществ.

С 1992 года в систему наблюдений были включены определения концентрации хлорофилла «а». В мае и августе 1994 - 1995 гг., мае и октябре 1996 г., в сентябре 1997 г., в мае и августе 1998 г. на отдельных станциях отбирались количественные пробы фитопланктона. Вышеперечисленные гидробиологические исследования хотя и выполнялись в минимальном объеме, но при использовании данных достаточно регулярных сезонных съемок гидрологических и гидрохимических параметров позволяют судить о влиянии некоторых гидрологических явлений на формирование современного уровня трофности вод и кислородного режима исследуемой акватории.

Результаты двенадцатилетнего экологического мониторинга позволили выделить следующие характерные особенности формирования гидрологического и гидрохимического режимов вод Одесского района СЗЧМ:

- доминирование ветровых течений большую часть года и влияние Одесской банки на характер циркуляции вод;
- сезонная изменчивость степени влияния пресного стока Днепра и Южного Буга на гидрологическую структуру, динамику и гидрохимические показатели качества вод;
- наличие в прибрежной зоне района значимых антропогенных источников эвтрофирования и загрязнения морской среды;
- систематическое развитие ветрового прибрежного апвеллинга, обеспечивающего водо- и массообмен между поверхностным и придонным слоями акватории в весенне-летний период года, когда эти слои разделены резким сезонным пикноклином.

В годовом ходе температуры и солености вод Одесского района СЗЧМ выделяют следующие гидрологические сезоны: весна (апрель-июнь), лето (июль-сентябрь), осень (октябрь-декабрь) и зима (январь-март). Март относится к зиме из-за низкой температуры воды, а июнь – к

весне из-за пониженной солености, так как температура воды в этом месяце достаточно высока и может считаться летней.

Весной вертикальная термохалинная структура вод формируется под влиянием стока рек и прогрева воды. Распреснение и одновременный прогрев поверхностного слоя формируют подповерхностный слой скачка плотности. Если в начале сезона температура воды поверхностного слоя 7 - 9 °С, в мае 13 - 15 °С, то в июне она повышается до 18 - 19 °С. Температура придонного слоя, как правило, в начале весеннего сезона составляет 4 - 5 °С, а к его концу повышается до 7 - 8 °С. Соленость поверхностного слоя в пик половодья у северного берега снижается до 6 - 11 ‰, а к концу весеннего сезона повышается до 13 - 15 ‰. В придонном слое соленость вод изменяется в пределах 15 - 17 ‰ в глубокой части акватории и может снижаться до 9 - 11 ‰ на мелководье в результате перемешивания.

Летом, вследствие уменьшения речного стока и общей интенсивности циркуляции, устойчивость вод приповерхностного слоя существенно уменьшается. Наличие слоя скачка плотности в исследуемом районе в этот период обусловлено прежде всего термическими причинами. В результате, даже меньшее (по сравнению с весной) ветровое воздействие приводит в летний период к большему заглублению границы верхнего перемешанного слоя (ВПС). Причем заглубление ВПС происходит в период сильных ветров, которые хоть и реже, но в летний период года также имеют место. Для поддержания уже сформированного ВПС достаточно относительно слабых ветров. Верхняя граница слоя скачка плотности летом опускается на глубину 7 - 10 м. Температура воды в поверхностном слое составляет 21 - 24 °С, а в придонном – 8 - 10 °С в глубокой части акватории и 17 - 22 °С на мелководье. Соленость поверхностных вод изменяется в пределах 14 - 17 ‰, а придонных – 16 - 17.5 ‰. При отсутствии сгонных ветров наблюдается пространственная однородность распределения температуры и солености воды в поверхностном слое.

Осенью интенсивное выхолаживание вод совместно с активизацией ветровой деятельности способствуют активному конвективному и ветровому перемешиванию и, в конечном итоге, приводят к разрушению вертикальной стратификации. Если в октябре температура воды поверхностного слоя составляет 15 - 17 °С, то к декабрю она снижается до 6 - 8 °С. С увеличением стока рек наблюдается понижение солености вод поверхностного слоя. В конце осени при активном волновом перемешивании происходит выравнивание значений температуры и солености воды в пространстве. Тогда весь район занят единой водной массой с температурой воды 8 - 9 °С и соленостью 16.5 - 17 ‰.

Степень влияния речного стока на гидрологические и гидрохимические условия в Одесском районе определяется сезонной

изменчивостью расходов Днепра и Южного Буга, а также преобладающими ветрами.

При выходе из Днепровско-Бугского лимана речные воды растекаются тонким слоем по поверхности моря в виде языка, который, в зависимости от ветра, может быть ориентирован в двух возможных направлениях. При доминировании северных и северо-западных ветров ось языка направлена на юго-запад и распреснение у берегов Одессы не прослеживается. Соленость вод исследуемой акватории в этом случае находится в обычных пределах 14 - 16 ‰. Во втором, довольно часто наблюдаемом варианте растекания, язык распресненной воды простирается на запад над Одесской банкой и вдоль северного побережья СЗЧМ, достигая берегов Одессы и значительно понижая соленость вод поверхностного слоя. Особенно хорошо этот случай прослеживается в апреле-мае при сильных юго-восточных и восточных ветрах, когда по данным станции Одесса-порт соленость вод понижается до 10 - 12 ‰, а в исключительных случаях и до 3 ‰ [21]. Помимо двух указанных вариантов, речные воды при выходе из лимана могут растекаться веерообразно. В таких случаях поток от Кинбурнского пролива расходится по поверхности моря радиально и довольно быстро затухает, лиманная вода быстро трансформируется по солености в морскую. Длина зоны трансформации речных вод не превышает двух десятков километров и соленость вод в Одесском районе СЗЧМ в этом случае не понижается [9].

В Днепровско-Бугском приустьевом районе в течение всего года доминируют ветры северных румбов. По данным станции Одесса-порт, их суммарная повторяемость составляет 43 % [21]. Однако для весеннего периода (апрель-май) характерно некоторое ослабление ветров северных румбов (до 36 %) и усиление юго-восточных (22 %) и южных (17 %) ветров, способствующих проникновению языка трансформированных речных вод в Одесский район. Кроме того, согласно [6], у северного берега вблизи Григорьевского лимана повторяемость штормовых (со скоростью ≥ 15 м/с) ветров восточных румбов более чем в четыре раза превышает повторяемость ветров западных румбов.

Учитывая, что расходы р. Днепр достигают максимума в мае, можно сделать вывод, что проникновение языка трансформированных речных вод Днепра и Южного Буга в Одесский район наиболее вероятно в конце весны. Это подтверждается данными наблюдений за соленостью на станции Одесса-порт [28] и результатами гидрологических съемок Оф ИнБЮМ в 1988 - 1999 гг. Из девяти майских съемок, язык распресненных вод различной интенсивности наблюдался в пределах полигона у его северного берега в мае 1988, 1994 - 1996, 1998 гг., а также в апреле 1990 г.

Поскольку с речными водами на акваторию ДБПУ СЗЧМ поступает значительное количество органических и минеральных соединений

биогенных элементов, то естественно ожидать, что проникновение языка трансформированных речных вод в Одесский район должно способствовать росту продукции и биомассы фитопланктона и возрастанию роли пресноводных видов в ее образовании. Действительно, результаты мониторинга свидетельствуют (рис. 2.10, 2.11), что указанный эффект влияния речного стока имеет место. Как правило, области языка распресненных вод соответствуют высокие концентрации хлорофилла «а» и биомассы фитопланктона.

В пространственном распределении биогенных элементов влияние проникновения в акваторию трансформированных речных вод проявляется неоднозначно. Например, в мае 1995 г. языку распресненных вод у северного побережья региона соответствовали повышенные концентрации минеральных соединений азота и фосфора, а в мае 1994 г. – также повышенные концентрации фосфатов, но минимальные по акватории концентрации аммонийного азота.

Для объяснения этой неоднозначности необходимо учитывать, что текущие концентрации минеральных соединений биогенных элементов, наблюдаемые во время съемок, определяются не только поступлением их извне (в частности, с речным стоком), но и соотношением интенсивностей процессов утилизации при фотосинтезе и регенерации при минерализации органического вещества. Следовательно, в каждом конкретном случае характер изменчивости концентраций минеральных соединений биогенных элементов в языке распресненных вод и их соотношение зависят, помимо характеристик речного стока, от таких факторов как температура и прозрачность вод, фаза развития планктонного сообщества и т.п.

В частности, сравнительный анализ результатов вышеупомянутых весенних съемок за 1994 и 1995 гг. (рис. 2.10, 2.11) показал, что, судя по концентрации хлорофилла «а», фосфатов, аммония и характеру пространственного распределения биомассы фитопланктона в области языка распресненных вод, в 1994 г. темпы утилизации биогенных элементов фитопланктоном при фотосинтезе были выше. Поэтому ресурс минеральных соединений биогенных элементов перешел в ресурс органического вещества. Этому могла способствовать более высокая температура воды, отмечаемая в языке распреснения в 1994 г., в отличие от съемки 1995 г. Кроме того, согласно данным гидробиологических исследований [70, 93], в весенний период 1994 г. при «цветении» воды пресноводные виды составляли 34.2 % средней биомассы фитопланктона, а весной 1995 г. их вклад в образование биомассы водорослей был в два раза меньше (15.1 %). Исходя из этого, можно предположить, что в 1994 г. сообщество фитопланктона было «моложе», чем в 1995 г. и, следовательно, его продукция и скорость утилизации биогенных элементов

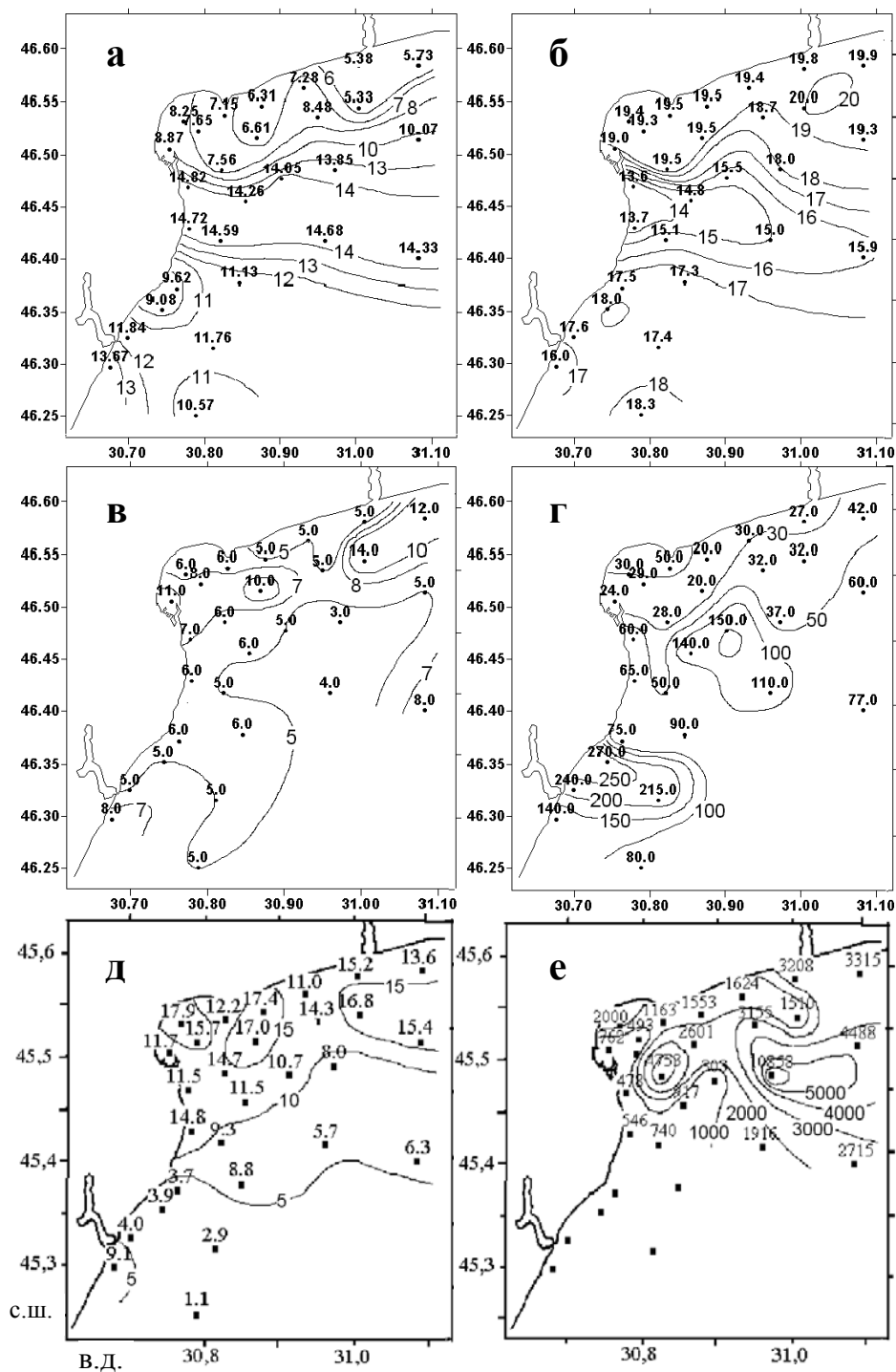


Рис. 2.10 Пространственное распределение солености (а), ‰ , температуры воды (б), $^{\circ}\text{C}$, фосфора фосфатов (в), мкгР/л , аммонийного азота (г), мкгN/л , хлорофилла «а» (д), $\text{мг}\cdot\text{хл.а/м}^3$, биомассы фитопланктона (е), мг/м^3 , в поверхностном слое Одесского района СЗЧМ в мае 1994 г.

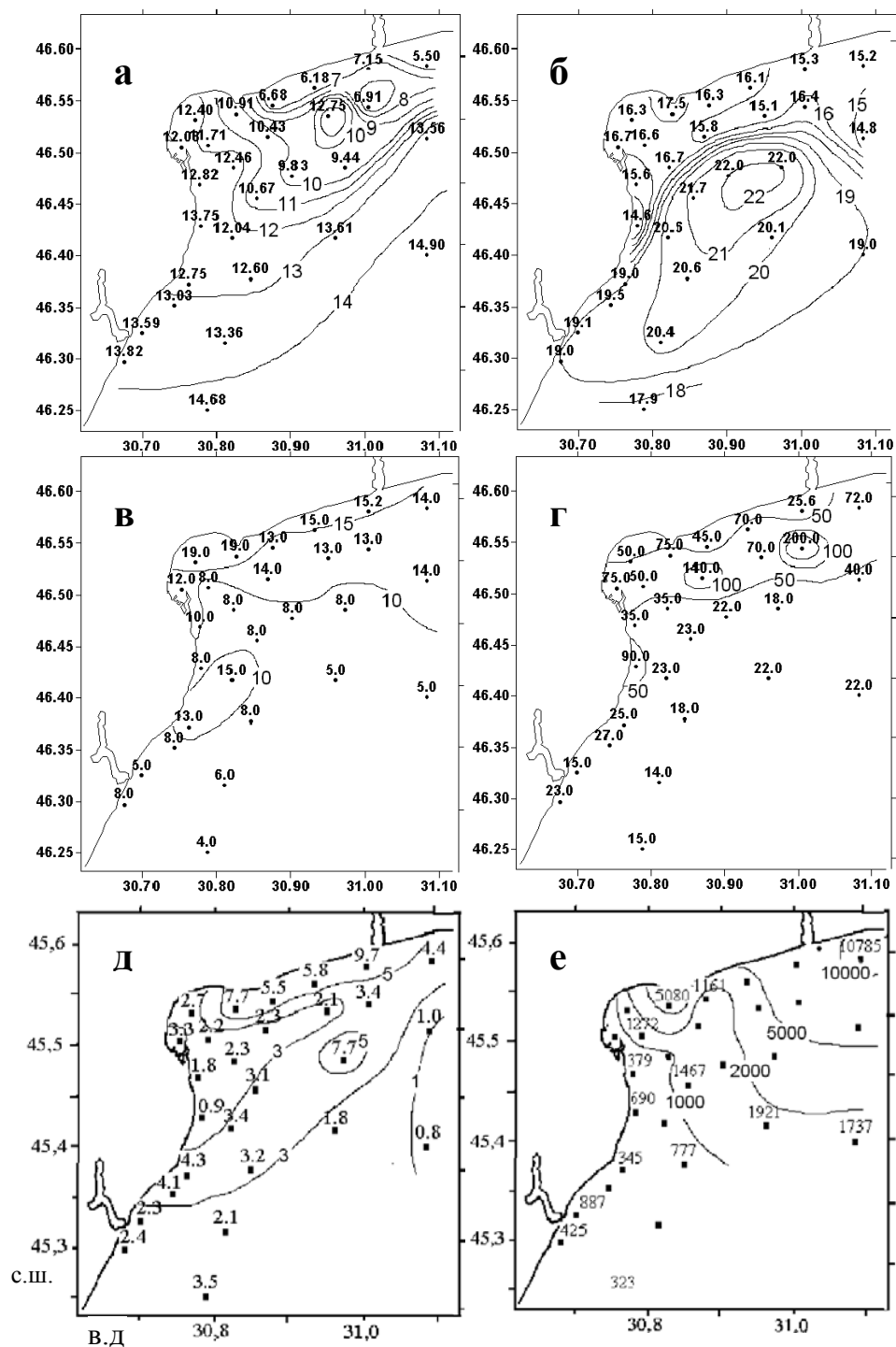


Рис. 2.11 Пространственное распределение солености (а), ‰, температуры воды (б), °С, фосфора фосфатов (в), мкгР/л, аммонийного азота (г), мкгN/л, хлорофилла «а» (д), мг·хл.а/м³, биомассы фитопланктона (е), мг/м³, в поверхностном слое Одесского района СЗЧМ в мае 1995 г.

были выше. Нельзя также исключить влияние и других факторов, таких как, например, особенности предшествующей съемке гидрометеорологической обстановки или изменчивость качества вод речного стока и т.п.

Проникновение языка трансформированных речных вод отмечалось и в поздне-осенний период года (например, в октябре 1996 г., рис. 2.12), когда происходит сезонное увеличение стока р.Днепр. При этом, в области распреснения отмечалось повышенное содержание хлорофилла «а», фосфора фосфатов и пониженное аммонийного азота. Однако, в отличие от весны, в осенне-зимний период, из-за интенсивного конвективного перемешивания вод, распресненные области с повышенным содержанием биогенных элементов и максимумами биомассы фитопланктона в поверхностном слое акватории образуются также в районах заглубленных выпусков сточных вод городов Одесса, Ильичевск, Южный.

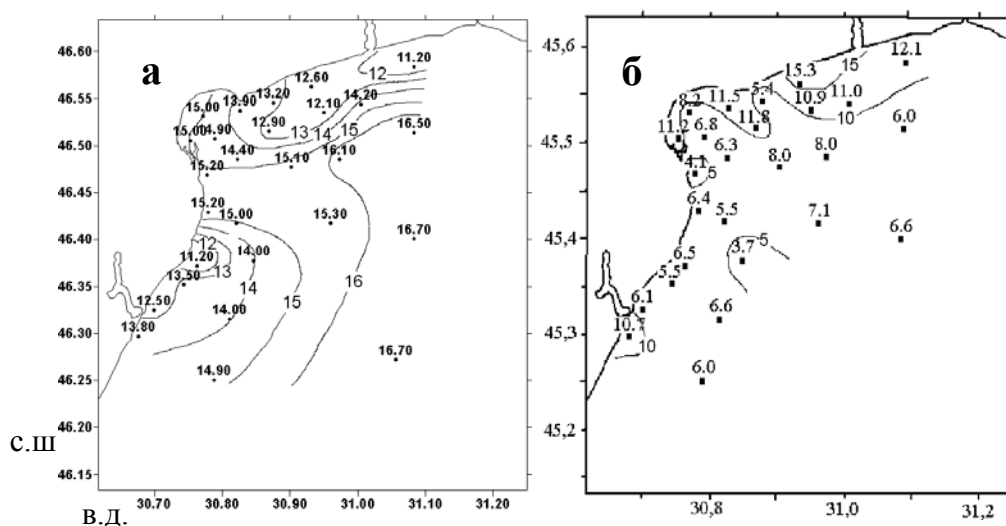


Рис. 2.12 Пространственное распределение солености (а), ‰, и хлорофилла «а» (б), мг·хл.а/м³, в поверхностном слое Одесского района СЗЧМ в октябре 1996 г.

Подробное описание и сравнительная характеристика береговых антропогенных источников загрязнения исследуемой акватории приведены в работах [36, 86, 104]. В табл. 2.7 дана характеристика вклада каждой группы антропогенных источников в загрязнение морской среды Одесского района, из которой видно, что наиболее мощными из

идентифицированных источников загрязнения акватории являются станции биологической очистки (СБО) «Южная» и «Северная». В сумме они поставляют в морскую среду 38 % нитратов, 79 % нитритов, 86 % аммонийного азота, 87 % фосфатов и 69 % органических веществ от общего их количества, поступающего из береговых антропогенных источников. Однако нельзя пренебрегать вкладом остальных рассматриваемых источников загрязнения (рис. 2.13). Так, например, с ливневыми стоками поступает около 13 % от общего сброса органического вещества и 83 % от сброса нефтепродуктов. Причем сброс этих вод, в отличие от остальных источников, осуществляется залпово в дни сильных ливней. Очевидно, что в этот период вклад ливневых стоков в загрязнение прибрежной зоны г.Одессы является доминирующим по сравнению с

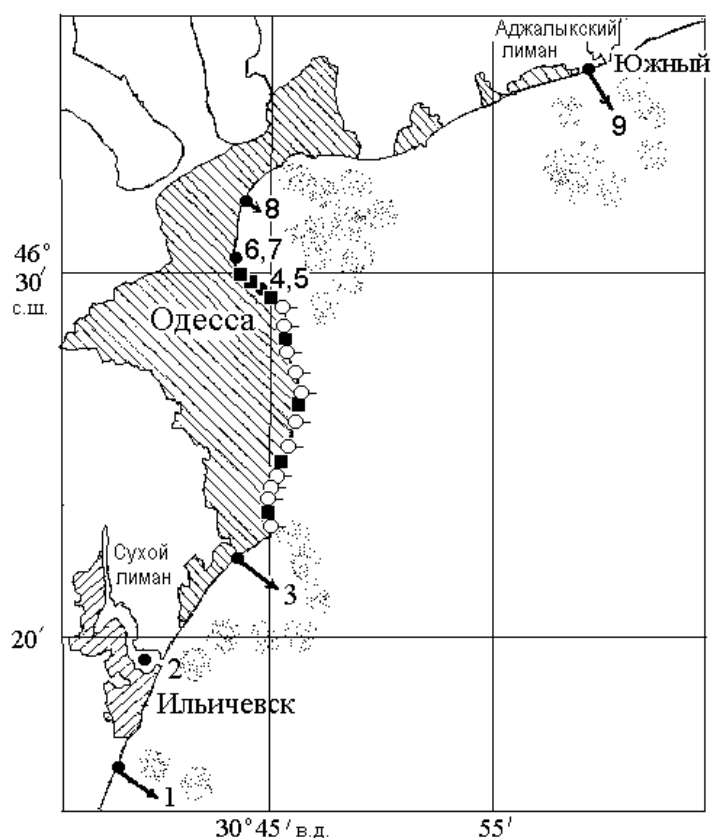


Рис. 2.13 Основные источники загрязнения морской среды Одесского района СЗЧМ: 1, 2 – г. Ильичевск и Ильичевский морской торговый порт (ИМТП); 3 – СБО «Южная»; ■ – ливневыпуски; о – дренажные выпуски; 4 – объекты Одесского порта; 5 – СРЗ «Украина»; 6 – ЗАО «Одесская сахарная компания»; 7 – ОТЭЦ; 8 – СБО «Северная»; 9 – Одесский припортовый завод (ОПЗ)

Таблица 2.7

Относительный вклад береговых антропогенных источников в загрязнение акватории Одесского района СЗЧМ

Антропогенные источники загрязнения	Расход воды, млн. м ³ /год	Нормируемые показатели загрязнения											
		БПК _{полн}		Нитраты		Нитриты		Аммоний		Фосфаты		Нефтепр.	
		т/год	%	тN/год	%	тN/год	%	тN/год	%	тP/год	%	т/год	%
СБО «Северная»	75.70	608.90	31.6	551.00	22.9	12.8	42.6	136.00	38.4	356.00	52.2	4.56	5.4
СБО «Южная»	52.70	716.70	37.3	376.00	15.7	11.0	36.7	169.00	47.8	238.00	34.9	1.53	1.8
ИМТП	9.10	52.11	2.7	34.47	1.4	2.89	9.6	19.82	5.6	17.28	2.5	0.39	0.5
ОПЗ	8.50	30.50	1.6	664.28	27.6	1.21	4.0	16.10	4.5	66.94	9.8	0.85	1.0
Стоки:													
Ливневые	2.90	246.48	12.8	4.21	0.2	1.00	3.3	1.38	0.4	0.37	0.1	69.9	82.7
Дренажные	19.45	102.71	5.3	425.90	17.7	0.42	1.4	8.33	2.4	3.07	0.5	3.12	3.7
Индустриальные	36.21	166.71	8.7	349.30	14.5	0.70	2.4	3.17	0.9	–	–	4.14	4.9
Всего	204.56	1924.10	100	2405.16	100	30.02	100	353.80	100	681.66	100	25.29	100

другими антропогенными источниками. Сток дренажных вод – существенный источник нитратного азота (около 18 %). Сточные воды Одесского припортового завода (ОПЗ), порта и города Южный поставляют 28 % от общего количества нитратов и почти 10 % фосфатов.

В результате функционирования береговых антропогенных источников максимальные концентрации биогенных веществ наблюдаются в районах расположения основных из них: СБО «Северная» и «Южная», Одесский залив, выпуски ОПЗ и порта Ильичевск (рис. 2.14). Со сбросными водами береговых антропогенных источников в акваторию Одесского района поступает значительное количество нефтепродуктов, в результате чего их концентрация может превышать ПДК (рис. 2.15).

В таблице Б.4 представлена характеристика качественного состава сбросных вод, поступающих в морскую среду через очистные сооружения СБО «Северная» и «Южная» г.Одессы, г.Ильичевск и Ильичевского морского порта, г. Южный и ОПЗ. Информация об объемах сброса и качественном составе сбросных вод оставшихся антропогенных источников загрязнения приведена в указанных ранее работах.

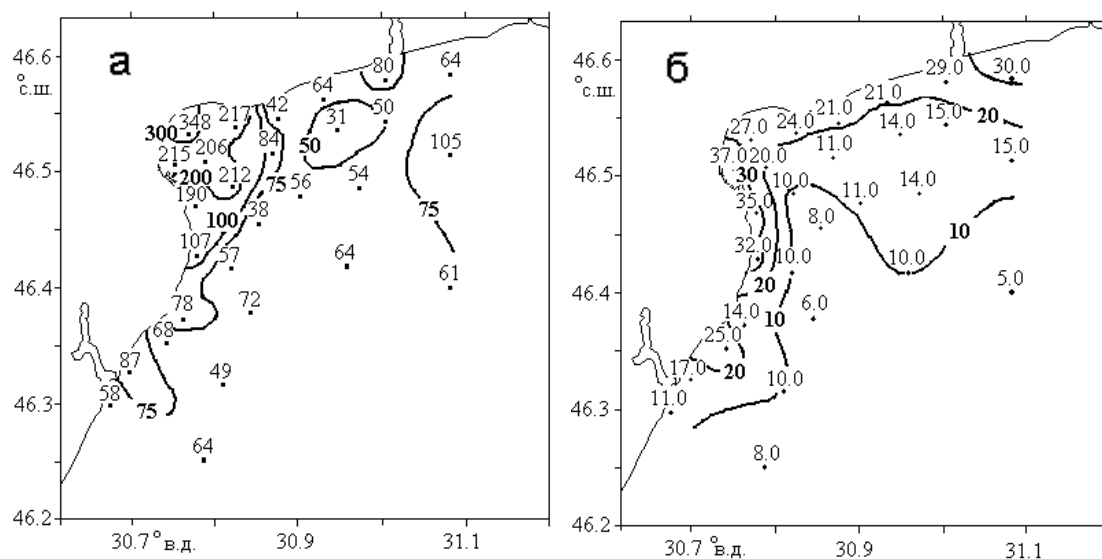


Рис. 2.14 Распределение в поверхностном слое Одесского района СЗЧМ аммонийного азота, мкгN/л, в мае 1998 г. (а) и фосфора фосфатов, мкгP/л, в сентябре 1999 г. (б)

В весенне-летний период года в результате прогрева поверхностных вод, влияния речного стока (весной) и ослабления ветровой деятельности

(летом) формируется резкий пикноклин, который блокирует массо- и газообмен между поверхностным и более глубокими слоями. В таких условиях особо важную роль в снабжении поверхностного фотического слоя биогенными элементами и, таким образом, в стимулировании процесса первичного продуцирования органического вещества фитопланктоном начинает играть прибрежный ветровой апвеллинг вод, который развивается при сгонных ветрах.

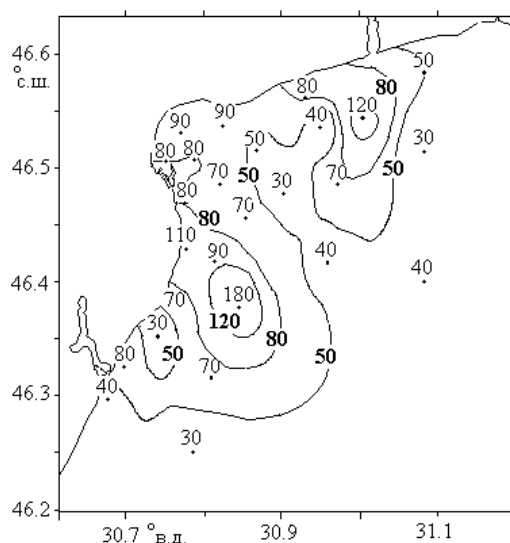


Рис. 2.15 Содержание нефтепродуктов, мкг/л, в водах поверхностного слоя Одесского района в мае 1998 г.

Ввиду морфометрических особенностей акватории, в Одесском районе потенциально сгонными являются все ветра с западной составляющей (начиная с северных и заканчивая южными). Однако, наиболее сильные ветровые сгоны наблюдаются при северо-западных ветрах, повторяемость которых в летний период максимальна и составляет 22 - 28 % [21]. При юго-западных и южных ветрах вдоль западного побережья района возможно развитие апвеллинга экмановского типа [8]. Общая повторяемость сгонных ветров в летний период года достигает 50 %, что позволяет рассматривать прибрежный апвеллинг как типичное для исследуемой акватории явление.

Ветровые сгоны и прибрежный апвеллинг вод в Одесском районе описаны в работах [33, 94, 102, 106]. В момент сгона в прибрежной зоне моря шириной около 5 км происходит подъем термоклина к поверхности моря. При этом в поверхностный фотический слой поступают холодные,

относительно соленые и прозрачные, обогащенные минеральными соединениями азота и фосфора глубинные воды. Следствием этого процесса является прирост биомассы в зоне температурного фронта, где создаются оптимальные (по совокупности влияющих факторов) условия для синтеза «новой» продукции.

О благоприятном воздействии апвеллинга на продуктивность планктона в Черном море свидетельствуют результаты опытов, приведенные в [43].

В период мониторинга, проводимого Оф ИнБЮМ, обширные сгонные явления были зафиксированы во время съемок в августе 1988, 1990, 1994 гг. [33, 102, 106]. Слабые локальные следы прибрежного апвеллинга прослеживались в августе 1992, 1995 и 1998 гг.

На рис. 2.16 показана ситуация зафиксированная в период слабобразовитого, но обширного апвеллинга в августе 1994 г. Видно, что полосе поверхностных вод с пониженной температурой и повышенной соленостью, вытянувшейся вдоль западного побережья района, соответствуют максимальные значения первичной продукции фитопланктона, содержания хлорофилла «а» и биомассы фитопланктона. В пространственном распределении биогенных элементов признаки апвеллинга (в виде повышенных концентраций) хотя и присутствовали, но не проявлялись столь явно, как в поле фитопланктона. Это не удивительно, если принять во внимание быстрые темпы утилизации минеральных соединений биогенных элементов фитопланктоном при фотосинтезе в летний период и пространственную неоднородность их притока в поверхностный слой, обусловленную наличием придонных выпусков хозяйственно-бытовых сточных вод у мыса Большой Фонтан (СБО «Южная» г.Одессы) и Сухого лимана (г. Ильичевск).

Таблица 2.8

Гидрохимическая характеристика речного стока, влияющего на качество вод в Днепровско-Бугском и Одесском районах СЗЧМ [19, 30]

Река	NH_4^+ , мгN/л	NO_3^- , мгN/л	PO_4^{3-} , мгP/л	O_2 , мг/л	БПК ₅ , мг/л	Окисляемость KMnO ₄ , мг/л
Днепр	0.44	0.34	0.12	7-13	2.94	9-14
Юж.Буг	0.56	1.54	0.074	8-13	2.46	7-13
Днестр	0.29	0.18	0.14	13	2.98	—

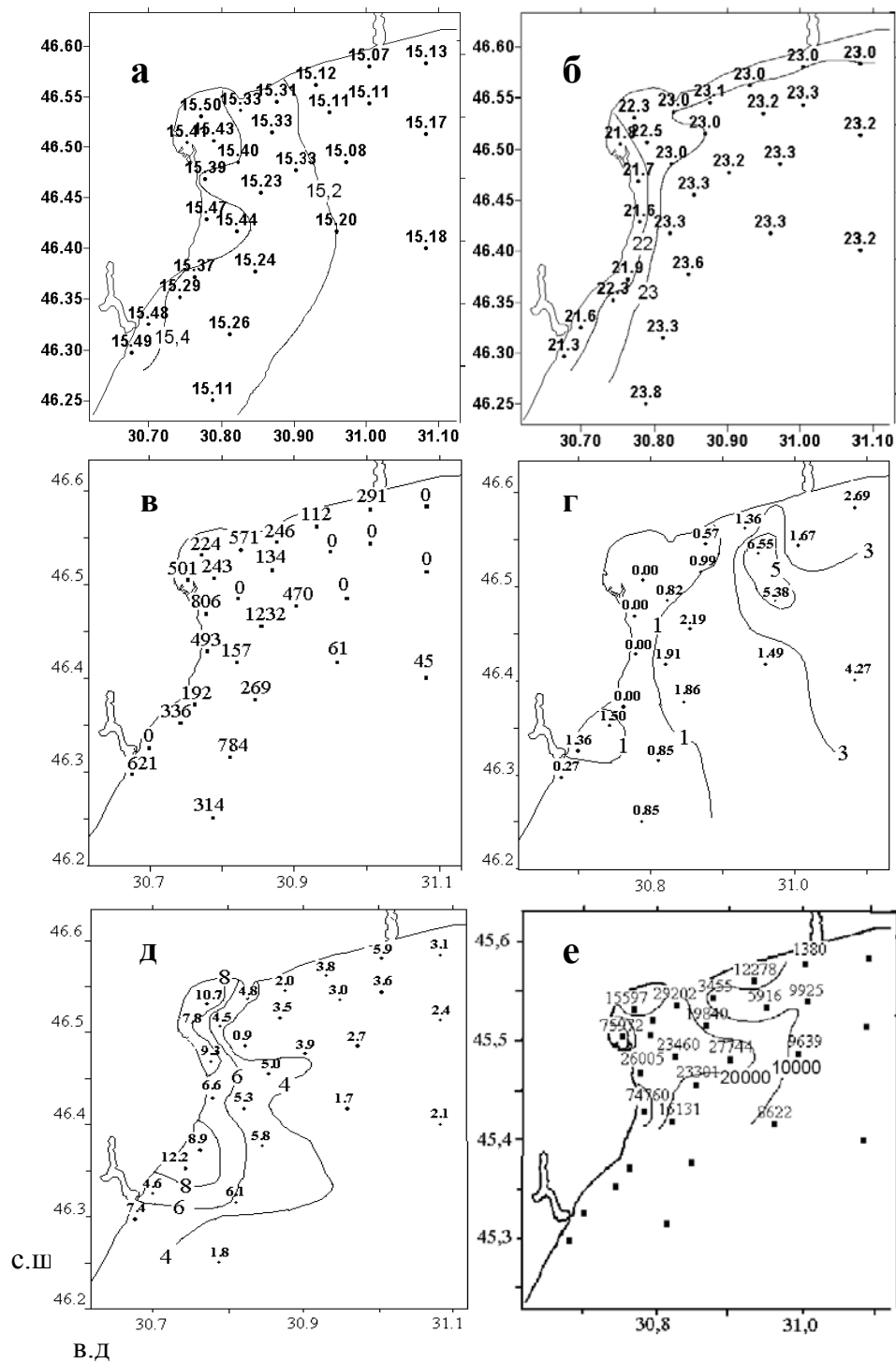


Рис. 2.16 Пространственное распределение солености (а), ‰, температуры воды (б), °C, чистой продукции фитопланктона (в), мгС/м³сут, хлорофилла «а» (д), мг·хл.а/м³, биомассы фитопланктона (е), мг/м³, в поверхностном слое и содержание растворенного кислорода (г), мг/л, в придонном слое Одесского района СЗЧМ в августе 1994 г.

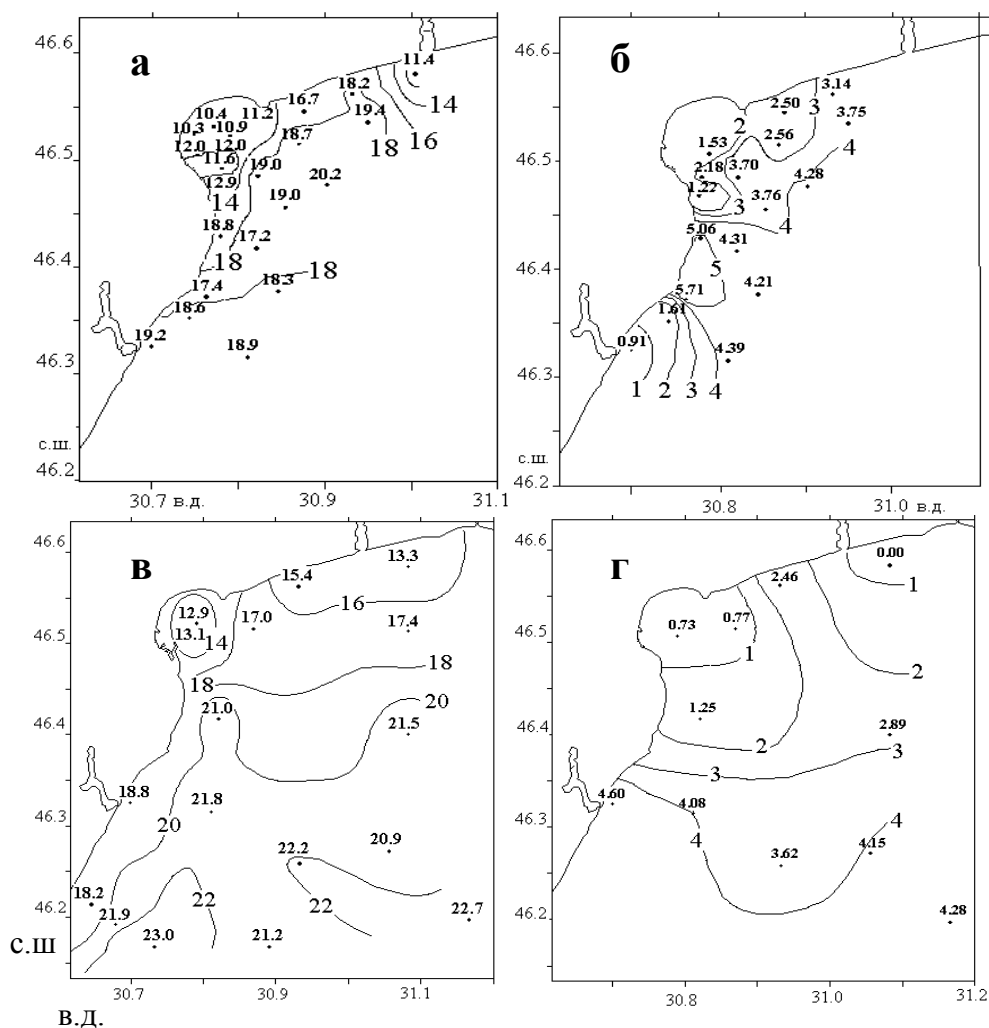


Рис. 2.17 Пространственное распределение температуры воды (а, в), °С, в поверхностном слое и содержания растворенного кислорода (б, г), мг/л, в придонном слое Одесского района СЗЧМ в августе 1988 г. (а, б) и августе 1990 г. (в, г)

С начала 1970-х годов в северо-западной части Черного моря летом (июнь-сентябрь) систематически отмечаются гипоксийно-аноксийные явления, приводящие к возникновению заморов в придонном слое и гибели организмов бентоса. Главной причиной возникновения гипоксии общепризнанно считается избыточное поступление в морскую среду биогенных веществ в результате хозяйственной деятельности человека. При этом, главным поставщиком этих веществ выступают реки. Гидрохимическая характеристика стока рек Днепр, Южный Буг и Днестр по данным работ [19, 30] приведена в табл. 2.8.

Установлено наличие связи между развитием апвеллинга в прибрежной зоне Одесского района и обнаружением гипоксии в

придонном слое на свале глубин [102]. Очагам гипоксии в придонном слое прибрежных областей акватории в большинстве случаев соответствовали очаги минимальной температуры воды в поверхностном слое (рис. 2.17), причем в придонном слое более глубокой, мористой части акватории гипоксия отсутствовала. Наиболее достоверно эта связь может быть объяснена на основе результатов работы [77], в которой на основе анализа данных вертикального зондирования содержания кислорода в водах СЗЧМ в летне-осенний период года сделан вывод о первоначальном развитии и наличии гипоксийно-аноксийных условий не в придонном, как считалось ранее, а в промежуточном слое на нижней границе пикноклина. При продолжительных или сильных сгонных ветрах линза гипоксийных вод мигрирует под пикноклином в сторону берега и поднимается к поверхности на свале глубин. В результате, гипоксия будет отмечаться в придонном слое прибрежной зоны и не будет наблюдаться в глубокой мористой части акватории.

Однако нельзя не учитывать, что сгонные явления, обеспечивая приток биогенных веществ из придонного слоя, стимулируют продуцирование органического вещества в прибрежной зоне. Эта органика после окончания сгона смещается в сторону берега и, в результате гравитационного опускания, поступает в более глубокие слои, где на ее окисление используется растворенный кислород. Таким образом, сгонные явления могут напрямую инициировать развитие гипоксии в придонном слое прибрежной зоны.

Прибрежный апвеллинг может развиваться и в весенний период. Например, полоса вод пониженной температуры и повышенной солености в центральной части акватории, на съемке выполненной в мае 1994 г. (рис. 2.10. а, б), является результатом ветрового апвеллинга экмановского типа, который был инициирован сильным южным ветром, зафиксированным в течение нескольких дней в период проведения съемки. Как следует из рис. 2.10.е, максимальные биомассы фитопланктона наблюдались в зоне гидрофронта, разделяющего относительно теплые, с повышенным содержанием фосфатов распресненные воды и холодные, но более прозрачные и обогащенные минеральным азотом воды зоны апвеллинга.

В табл. 2.9 представлены средние значения и диапазоны изменения основных гидрохимических параметров исследуемой акватории по гидрологическим сезонам, рассчитанные по данным экологического мониторинга Оф ИнБЮМ 1988 - 1999 гг. для поверхностного и придонного слоев. Для выделения роли местных антропогенных источников загрязнения, статистические характеристики вычислялись отдельно для прибрежных станций и станций в открытой части акватории. В число прибрежных включались станции непосредственно прилегающие к береговой черте (см. рис. 2.18).

Таблица 2.9

Средние значения (в числителе) и диапазоны изменения (в знаменателе) основных гидрохимических характеристик эвтрофикации прибрежной и мористой частей Одесского района СЗЧМ

Сезон	Район	Слой	pH	O ₂ , мг/л	БПК ₅ , мг/л	NH ₄ , мкгN/л	NO ₂ , мкгN/л	NO ₃ , мкгN/л	N _{орг} , мкгN/л	PO ₄ , мкгP/л	P _{орг} , мкгP/л
Весна	При- бреж- ный	пов.	<u>8.48</u> 8.15-8.83	<u>10.4</u> 7.6-12.3	<u>2.13</u> 0-8.0	<u>83.6</u> 8-550	<u>1.3</u> 0-12.2	<u>21.0</u> 0-108	<u>578.3</u> 75-1624	<u>9.0</u> 0-25	<u>21.8</u> 5-60
		дно	<u>8.27</u> 7.9-8.69	<u>9.5</u> 3.8-12.5	<u>1.33</u> 0-3.4	<u>93.2</u> 0-470	<u>2.9</u> 0-11.7	<u>28.4</u> 3-74	<u>628.3</u> 78-3670	<u>13.8</u> 2.7-44	<u>16.6</u> 0-44
	Мор- ской	пов.	<u>8.48</u> 8.21-8.82	<u>10.3</u> 8.6-12.2	<u>1.75</u> 0-6.7	<u>69.2</u> 13-320	<u>1.4</u> 0-11.5	<u>28.1</u> 0-141	<u>594.7</u> 104-3615	<u>7.1</u> 0-20	<u>19.3</u> 7-40
		дно	<u>8.28</u> 8.02-8.51	<u>10.0</u> 5.4-14.4	<u>1.34</u> 0-3.1	<u>77.6</u> 0-276	<u>3.9</u> 0-16.7	<u>33.8</u> 0-93	<u>640.8</u> 152-3741	<u>9.7</u> 0-43	<u>15.8</u> 0-55
Лето	При- бреж- ный	пов.	<u>8.39</u> 7.8-8.9	<u>8.3</u> 2.6-11.9	<u>2.46</u> 0.3-8.5	<u>164.3</u> 12-1600	<u>2.0</u> 0-19.0	<u>51.7</u> 0-1147	<u>668.2</u> 32-2610	<u>17.8</u> 0-382	<u>40.9</u> 1-262
		дно	<u>8.01</u> 7.56-8.77	<u>4.2</u> 0-9.8	<u>1.65</u> 0-5.1	<u>189.5</u> 15-735	<u>5.9</u> 0-33.0	<u>50.4</u> 0-318	<u>648.7</u> 0.2-2700	<u>29.5</u> 0-160	<u>40.0</u> 0-210
	Мор- Ской	пов.	<u>8.49</u> 8.04-8.91	<u>8.8</u> 7.4-11.1	<u>2.25</u> 0.5-5.5	<u>89.6</u> 12-400	<u>1.8</u> 0-19.0	<u>53.5</u> 0-210	<u>701.5</u> 9-2733	<u>8.9</u> 0-43	<u>26.6</u> 3-126
		дно	<u>8.03</u> 7.43-8.74	<u>4.6</u> 0.8-9.5	<u>1.56</u> 0-5.1	<u>114.1</u> 10-420	<u>6.6</u> 0-28.0	<u>81.1</u> 1-191	<u>670.2</u> 6-2131	<u>21.4</u> 5-50	<u>23.9</u> 0-123
Осень	При- бреж- ный	пов.	<u>8.31</u> 8.0-8.50	<u>10.6</u> 7.4-14.0	<u>1.64</u> 0.2-4.0	<u>109.9</u> 9-870	<u>7.2</u> 0.5-15.2	<u>73.4</u> 2-163	<u>729.0</u> 45-2104	<u>27.4</u> 10-68	<u>21.4</u> 6-66
		дно	<u>8.26</u> 8.0-8.40	<u>9.5</u> 6.7-12.2	<u>1.05</u> 0-2.8	<u>92.9</u> 10-375	<u>6.8</u> 1.9-14.1	<u>90.9</u> 6-946	<u>720.2</u> 214-1665	<u>24.4</u> 5-42	<u>18.7</u> 0-50
	Мор- Ской	пов.	<u>8.32</u> 7.45-8.55	<u>11.0</u> 9.2-13.8	<u>1.92</u> 0.6-6.9	<u>95.1</u> 9-700	<u>3.8</u> 0.5-9.4	<u>41.3</u> 2-114	<u>690.8</u> 76-1899	<u>20.0</u> 0-38	<u>21.7</u> 0-48
		дно	<u>8.26</u> 7.16-8.45	<u>9.7</u> 6.6-12.4	<u>1.62</u> 0-7.5	<u>86.6</u> 10-320	<u>4.1</u> 0.3-9.2	<u>36.6</u> 8-158	<u>668.0</u> 43-3124	<u>18.6</u> 0-40	<u>16.3</u> 0-30

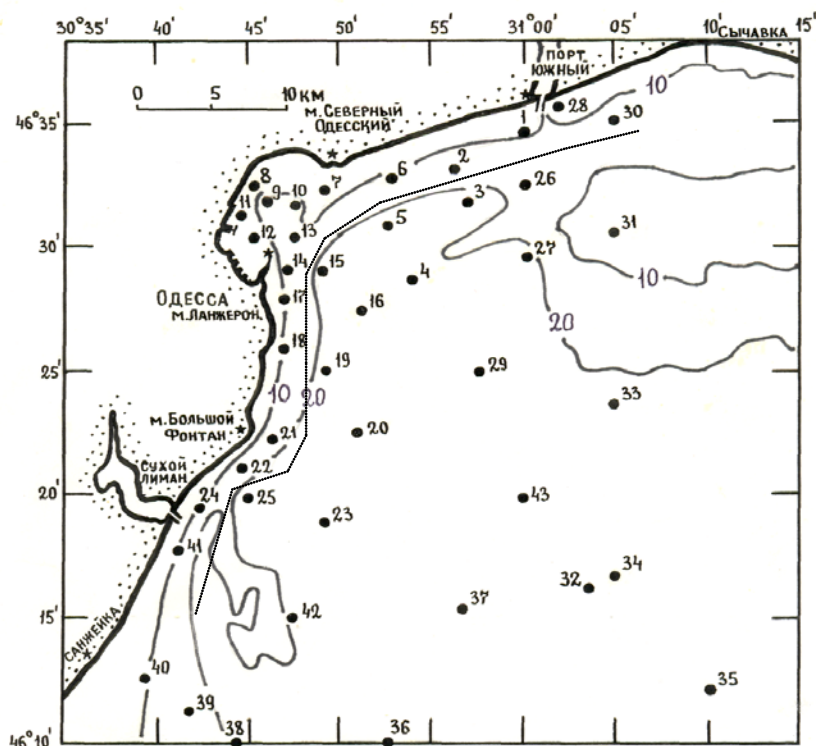


Рис. 2.18 Схема расположения станций экологического мониторинга Оф ИнБЮМ в Одесском районе СЗЧМ. Сплошные линии – изобаты. Пунктирная линия выделяет станции условно отнесенные к прибрежным

Из анализа средних сезонных значений гидрохимических характеристик, приведенных в табл. 2.9 следует, что минимальные (7 - 9 мкгР/л) концентрации фосфатов в фотическом слое наблюдаются весной и летом (в поверхностном слое мористой части акватории). Концентрация аммония минимальна весной (70 - 80 мкгN/л) и достигает максимальных концентраций летом – в прибрежной зоне моря (до 164 мкгN/л). Минимум содержания нитритов и нитратов (20 - 30 мкгN/л) отмечается весной, а максимум (80 - 90 мкгN/л) – осенью в прибрежной зоне моря. В течение всего года концентрация аммонийного азота доминирует над нитратами.

В весенне-летний период, когда утилизация биогенных элементов фитопланктоном при фотосинтезе в фотическом слое максимальна, а массообмен между поверхностным и придонным слоями затруднен наличием пикноклина, отличия в средних сезонных концентрациях аммонийного азота между этими слоями не превышают 15 % – в прибрежной зоне и 27 % – в мористой части акватории, в то время как для

минерального фосфора разница концентраций достигает, соответственно, 65 и 140 %.

Развитие гипоксии в придонном слое в летний период способствует интенсификации потоков аммония и фосфатов из донных отложений, замедлению нитрификации, а также убыли нитратов в процессе денитрификации. В результате, летом в придонном слое акватории отмечаются максимальные концентрации фосфатов и аммония.

Сравнение средних концентраций минеральных соединений азота и фосфора в поверхностном слое Одесского района (см. табл. 2.9) с данными литературных источников о типичных значениях констант полунасыщения скорости роста фитопланктона в отношении этих биогенных элементов (см. подраздел 5.1) позволяет предположить, что фотосинтез органического вещества в весенне-летний период может лимитироваться скорее недостатком минерального фосфора, чем азота.

Концентрация органических соединений азота и фосфора в весенне-летний период года многократно (в среднем в 2 - 3 раза для фосфора и 3 - 6 раз для азота) превышает концентрацию их минеральных соединений. Осенью соотношение между органическими и минеральными соединениями фосфора уменьшается до 1 и менее, а для азота соотношение остается прежним. Максимальное содержание органического азота (730 мкгN/л) и фосфора (27 мкгP/л) отмечается осенью в прибрежной зоне моря.

Соотношение между концентрациями в воде минеральных соединений азота и фосфора N : P в течение года составляет в среднем 10 : 1, в то время как для органического вещества оно повышается до 30 : 1. Изменение соотношения в сторону азота для косного органического вещества может быть вызвано двумя причинами: большей скоростью минерализации органического фосфора по сравнению с органическим азотом и поступлением органического азота из антропогенных источников и рек в больших количествах, чем органического фосфора.

В целом, в прибрежной зоне исследуемой акватории средние концентрации аммонийного азота и фосфатов во все сезоны года превышают концентрации характерные для мористой части акватории. Максимальных значений это превышение достигает в летний сезон в поверхностном слое и составляет 80 % для аммония и 100 % для фосфатов. Прибрежные воды в весенне-летний период года содержат меньше нитратов и нитритов, чем воды открытой части акватории. И только в осенью в прибрежной зоне их концентрация больше, чем в мористой части акватории, на 78 % – в поверхностном и 148 % – в придонном слое.

Повышенные концентрации фосфатов и аммония в прибрежной зоне Одесского района объясняются влиянием коммунально-бытовых, ливневых, дренажных и промышленных стоков городов-портов Одесса,

Южный, Ильичевск (рис. 2.13), а также указанными ранее особенностями гидрологического режима акватории. К числу последних относятся: поступление вдоль северного берега в весенний период больших количеств аллохтонной органики и биогенных веществ вместе с языком распресненных вод из Днепровско-Бугского лимана (табл. 2.8), а также вынос биогенных веществ из придонного слоя в фотический в результате прибрежного ветрового апвеллинга в поздневесенний – летний периоды года.

2.2.2 Тузовские лиманы

Тузовская группа лиманно-лагунов, расположенная в центральной части Дунай-Днестровского междуречья, относится к типу мелководных, периодически открытых водоемов (рис. 2.19). В ее составе выделяют три основных лимана – Шаганы, Алибей, Бурнас и ряд более мелких (рис. А.4). Водоем отделен от прилегающей акватории моря песчаной косой-пересыпью, которая может частично размываться весной и осенью в период сильных штормов. Например, по свидетельству [85], в марте 1970 г. во время шторма образовалось около 15 прорвов на протяжении 25-километрового участка этой пересыпи. Кроме того, для нужд рыболовства в пересыпи создаются искусственные, периодически открываемые каналы, число которых может меняться. Так, в конце XIX – начале XX веков, для нужд кефалеводства был прорыт канал в юго-западной части лимана Шаганы. В послевоенное время на пересыпи было три канала [85], а в 1995 г. – два [91]. Эти каналы открываются только весной (для впуска мальков кефали из моря в водоем) и осенью (для отлова кефали в каналах при выходе ее из лиманов в море).

Основными природными факторами, формирующими водный и солевой баланс Тузовской группы лиманов являются поверхностный (склоновый и речной) сток, осадки и испарение, водообмен с открытым морем через искусственные каналы и естественные прорвы. Роль притока подземных и фильтрации морских вод через пересыпь мала по сравнению с водообменом через прорвы и каналы [85].

Поскольку пресный баланс Тузовской группы лиманов отрицательный (испарение в несколько раз превышает осадки), то соленость вод определяется, в основном, водообменом с морем через каналы. В летний период года, когда водообмен с морем отсутствует, а испарение велико, соленость вод в лимане повышается с 15 ‰ весной до

34 ‰ летом. По средней солености лиманы располагаются в следующем порядке: 26 ‰ – Бурнас, 28 ‰ – Алибей и 29 ‰ – Шаганы. Диапазон изменчивости солености составляет для Бурнаса 12 - 32 ‰, Алибея – 16 - 31 ‰, Шаганы – 18 - 35 ‰ [85]. Минимальные значения солености соответствуют весне, когда наполнение лиманов максимально за счет поступления морских вод, а максимальные – концу лета, когда отметка уровня воды в водоеме минимальна за счет испарения. В общем, соленость вод в лимане всегда выше, чем на прилегающей акватории моря: весной – на несколько промилле, а летом – вдвое. Таким образом, водообмен лимана с морем способствует относительному «распреснению» вод лимана и поддержанию рыбного промысла кефали.



Рис. 2.19 Схема расположения Тузовских лиманов

По свидетельству [47], при отсутствии водообмена с морем лиманы быстро мелеют и для полного их пересыхания достаточно 3 - 4 лет. Известно, что в XIX веке соленость воды в лиманах достигала 200 ‰ и производилась добыча соли. При катастрофическом падении уровня в 1868 - 1869 гг. Тузовские лиманы превратились в гипергалинные болотные солонцы. Летом 1915 г. соленость их вод составляла 100 - 140 ‰. Лишь

после установления стабильной периодической искусственной связи лиманов с морем соленость их вод понизилась до 20 - 40 ‰.

Подробная гидробиологическая и рыбохозяйственная характеристика Тузовских лиманов приведена в работе [91]. Авторы отмечают, что при достаточно высокой кормовой базе рыб реальная рыбопродуктивность лиманов низка. Объясняется это специфическими природными характеристиками лиманов (мелководностью, изолированностью, высокой соленостью, зимним переохлаждением и летним перегревом воды до 27 - 30 °С), которые плохо подходят для воспроизводства большинства встречающихся в прилегающей акватории моря рыб.

Основным направлением хозяйственного использования группы Тузовских лиманов является управляемое пастбищное рыбоводство (кефали и атерина), которое основано на использовании особенностей черноморской кефали и атерины весной заходить в лиманы для нагула, а осенью мигрировать в море. Однако в последние годы уловы кефалей, атерины значительно снизились, что связано с уменьшением их численности в прилегающей акватории моря из-за общего ухудшения экологической обстановки [91]. Поэтому актуальной становится задача разработки конкретных научно-обоснованных рекомендаций, направленных на рациональное и комплексное использование природных ресурсов рассматриваемой группы лиманов, повышение их рыбопродуктивности. Очевидно, что решение этой задачи следует искать в управлении водообменом лиманов с морем. Эффективность различных вариантов управленческих и инженерных решений, направленных на достижение требуемых показателей качества вод в лиманах, может быть оценена методом имитационного математического моделирования.

Заключение к главе 2

Рассматриваемые в работе морские акватории тропических и умеренных широт имеют серьезные экологические проблемы, связанные с антропогенным вмешательством и нагрузками.

В мелководную тропическую лагуну Сиенага де Теска и глубокую, но с мелкими морскими проливами, бухту Картахена сбрасываются, соответственно, 60 и 40 % неочищенных хозяйственно-бытовых стоков г. Картахена. Дополнительно в б.Картахена поступают промышленные стоки промышленной зоны города и загрязненные воды канала Дикунэ,

связывающего бухту с рекой Магдалена. В результате, качество вод в Сиенага де Теска даже по нормативам для поверхностных вод суши соответствует состоянию весьма грязных (гипертрофных, полисапробных) водоемов, а в бухте Картахена отмечается высокий уровень загрязнения вод патогенными бактериями и в придонном слое периодически развивается гипоксия.

В мелководном лимане Сиенага Гранде де Санта-Марта, из-за отсутствия экологического обоснования инженерных решений, нарушился естественный водообмен с морем и погибли уникальные мангровые заросли. Увеличение притока пресных вод из реки Магдалена по системе искусственных каналов хотя и устранило проблему сильного осолонения мелких морских озер, но не привело к восстановлению многолетних мангровых зарослей и породило новые проблемы, связанные с эвтрофированием водоема, периодической гибелью новых видов мангров из-за затопления, ухудшением условий для функционирования морских хозяйств.

В исследуемых тропических морских экосистемах первичная продукция лимитируется не биогенными элементами, а малой прозрачностью вод. Для мелководных водоемов свойственны очень высокие значения биохимического потребления кислорода и концентрации органического вещества. Текущее состояние этих экосистем весьма чувствительно к климатическим колебаниям, связанным с развитием явления Эль-Ниньо.

Качество вод в Одесском районе Днепровско-Бугского приустьевого участка северо-западной части Черного моря определяется поступлением биогенных и токсических веществ с речным стоком Днепра, Южного Буга и Днестра, а также функционированием антропогенных источников загрязнения в прибрежной зоне. Концентрация отдельных видов загрязняющих веществ (например, нефтепродуктов, БПК, патогенной микрофлоры) в водах Одесского района может превышать ПДК. Воды акватории сильно эвтрофированы, а в летний период года ниже пикноклина развивается гипоксия. Первичная продукция фитопланктона в весенне-летний период года может лимитироваться недостатком минерального фосфора.

Существенное влияние на текущее пространственное распределение и изменчивость гидрохимических и гидробиологических характеристик вод акватории оказывают такие типичные для района гидрологические явления как проникновение языка распресненных вод из Днепровско-Бугского лимана весной и прибрежный ветровой апвеллинг в весенне-летний период года. Развитие этих явлений сопровождается поступлением в Одесский район дополнительных количеств биогенных минеральных и

органических веществ, а следовательно, способствует углублению процесса эвтрофикации его вод.

В языке трансформированных речных вод, поступающих в исследуемый район из Днепровско-Бугского лимана весной, наблюдается повышенное содержание хлорофилла «а» и биомассы фитопланктона, поскольку высокие концентрации биогенных веществ в речных водах способствуют первичному продуцированию органического вещества фитопланктоном. Это органическое вещество под действием силы тяжести осаждается, депонируется в донных отложениях и, таким образом, увеличивается вероятность развития гипоксии в придонном слое района в летний период года.

Систематические сгонные явления в прибрежной зоне моря в летний период года, с одной стороны, способствуют обогащению фотического слоя биогенными веществами, стимулируя первичную продукцию органического вещества, которое, в конечном итоге, поступает вследствие гравитационного осаждения в слои ниже пикноклина и окисляясь, способствует развитию гипоксии. А с другой стороны, сгоны сопровождаются поступлением гипоксических вод промежуточного слоя в наиболее продуктивную прибрежную зону моря, что приводит к рецидивному развитию в ней гипоксично-аноксичных условий и гибели гидробионтов.

Следовательно в годы, когда в районе Одесского побережья ветровые условия способствуют частому, интенсивному и продолжительному распреснению вод весной и развитию прибрежного апвеллинга летом, вероятность и масштабы развития гипоксических явлений в придонном слое исследуемой акватории увеличиваются.

Для Тузовской группы лиманов проблема заключается в низкой рыбопродуктивности при достаточно высокой кормовой базе, что обусловлено особенностями их морфологии и гидрологического режима. При отсутствии искусственного водообмена с морем возможно их сильное обмеление и осолонение вод.

Таким образом, все рассмотренные водные объекты и акватории шельфовой зоны моря нуждаются в разработке научно-обоснованных рекомендаций и прогностической оценке эффективности мероприятий, направленных на стабилизацию и улучшение их экологического состояния. Для решения этой задачи использовались методы численного математического моделирования динамики и качества морских вод.

ГЛАВА 3

ГИДРОДИНАМИЧЕСКИЙ БЛОК МОДЕЛИ КАЧЕСТВА ВОД ШЕЛЬФОВЫХ ЭКОСИСТЕМ

Шельфовая зона моря имеет свои специфические особенности, отличающие ее от открытой части океана. Прежде всего, это агеострофический характер движений и сильное влияние на динамику вод морфометрических особенностей акватории: рельефа дна; конфигурации и изрезанности береговой черты; наличия бухт, заливов, лиманов, водообмен которых с открытым морем ограничен.

В мелководных и существенно изолированных областях шельфа (лиманы, лагуны) основная движущая сила, вызывающая движение вод – напряжение трения ветра на водной поверхности. Благодаря возникновению турбулентных напряжений в жидкости влияние ветра может сказываться на достаточно большом удалении от водной поверхности. Ветровые течения испытывают влияние дна, которое проявляется, во-первых, во взаимодействии двух турбулентных пограничных слоев: придонного и поверхностного, а, во-вторых, в образовании уклонов водной поверхности, обусловленных наличием берегов и неоднородностей рельефа дна, которые вызывают развитие градиентных течений.

В частично изолированных областях моря (заливы, эстуарии) источниками движения служат также перенос импульса через жидкую границу и колебания уровня моря обусловленные сгонно-нагонными и приливными явлениями, а также поступлением масс воды с речным стоком. Наличие «жидкой границы» обуславливает взаимодействие циркуляции вод в данной акватории с крупномасштабной циркуляцией.

Важную роль в динамике вод шельфовых областей играют стратифицирующие факторы: пресноводный сток рек, термические неоднородности, обусловленные пространственной изменчивостью интенсивности поглощения солнечной радиации в водной колонке, теплообмена между водой и воздухом, ветрового турбулентного перемешивания поверхностных вод, прибрежного апвеллинга.

Особенно сложной термохалинной структурой и динамикой вод характеризуются приустьевые районы шельфа, где наблюдается обострение пространственных градиентов температуры и солености вод, а также интенсификация течений, имеющих термохалинную, градиентную и ветровую составляющие одного порядка значимости. Обострению горизонтальных градиентов температуры воды в приустьевых областях способствует вынос с речным стоком большого количества взвешенных

органических и неорганических частиц, которые существенно влияют на прозрачность вод, а следовательно, и на интенсивность поглощения солнечной радиации в поверхностном слое.

Приустьевые районы шельфа представляют особый интерес при решении различного рода природоохранных задач, поскольку реки являются наиболее мощным источником загрязнения морской среды. Водосбор большинства рек представляет собой зону интенсивной хозяйственной деятельности человека. Поэтому речные воды аккумулируют в себе значительное количество загрязняющих веществ антропогенного происхождения, поступающих с площади их водосбора.

При исследовании влияния рек на качество вод и динамику компонентов морских экосистем важным является определение степени и границ этого влияния, а также траекторий переноса загрязняющих веществ, обладающих различными физическими и химическими свойствами. Для корректного решения этой задачи дельта реки и прилегающая зона моря должны рассматриваться как единая система со взаимозависимыми частями. Так, например, приливные или сгонно-нагонные колебания уровня моря влияют на расход рек в устьевом створе, а, следовательно, и на вынос загрязняющих веществ, содержащихся в речных водах. Кроме того, часто возникает необходимость рассчитать перераспределение стока между многочисленными рукавами дельты реки, в зависимости от гидрометеорологических условий на приустьевом взморье.

Многие бухты и лиманы, связанные с открытым морем узкими проливами, являются хорошим естественным укрытием для судов и на их берегах активно развиваются города – порты, хозяйственная деятельность которых и бытовые стоки оказывают мощную антропогенную нагрузку на морскую экосистему, ухудшая качество ее вод. Самоочистительная способность экосистем таких акваторий значительно снижена за счет ограниченного водообмена с открытым морем. Поэтому корректный расчет водообмена через узкие проливы или каналы приобретает особенно важное значение при нормировании антропогенных нагрузок на морские экосистемы замкнутых акваторий [52, 54].

Следовательно, математическая модель динамики вод шельфовой зоны моря должна удовлетворять следующим требованиям: описывать ветровые (дрейфовые и компенсационные), плотностные, приливные и стоковые течения в областях со значительным перепадом глубин и обостренными градиентами температуры и солености; эволюцию сезонного термоклина; изменчивость пространственной структуры халоклина в приустьевых районах; позволять производить расчеты не только в приустьевых районах моря, но и непосредственно в устьях рек; корректно рассчитывать водообмен через узкие проливы либо каналы.

Всем вышеперечисленным требованиям удовлетворяет гидротермодинамическая модель в постановке и численной реализации [138, 139], которая в исходном варианте получила название МЕССА (Model for Estuarine and Coastal Circulation Assessment). Эта модель, в виде гидродинамического блока, была положена в основу разработки модели качества вод шельфовых морских экосистем, подверженных влиянию речного стока и испытывающих нагрузки от антропогенных источников загрязнения, расположенных в прибрежной полосе урбанизированных территорий. По своей структуре она согласуется с двумя другими известными моделями [122, 156].

В заключительном разделе главы приведены результаты адаптации гидротермодинамической модели к условиям Днепровско-Бугского приустьевого района северо-западной части Черного моря [51], демонстрирующие возможность ее использования для описания гидродинамических процессов и гидрологии вод в приустьевых шельфовых зонах морей умеренных широт, для которых свойственна ярко выраженная сезонная изменчивость термохалинной структуры вод.

3.1. Математическая структура трехмерной нестационарной гидродинамической модели формирования термохалинной структуры и циркуляции вод в шельфовых областях моря

В основу модели положена полная система уравнений гидротермодинамики в приближении Буссинеска, несжимаемости и гидростатики, включающая уравнения: движения для горизонтальных составляющих вектора скорости течения, гидростатического приближения, неразрывности, состояния, сохранения тепла и солей. Прежде чем перейти к рассмотрению уравнений модели введем следующие обозначения. Частные производные от некоторой величины F будем обозначать ее нижним индексом, записываемым в соответствии со следующими примерами:

$$\partial F / \partial t = F_t; \partial F / \partial x = F_x \text{ или } \partial^2 F / \partial x \partial z = F_{xz}.$$

Безразмерная вертикальная координата, заменяющая z , определяется как

$$\sigma = (z - h) / (h + d),$$

где h – отклонение уровня моря от его невозмущенного (среднего) положения, d – глубина моря при невозмущенном уровне. На поверхности моря $\sigma = 0$ и на дне $\sigma = -1$.

Для определения положения величины в пространстве на расчетной сетке используем также нижний индекс, записанный в виде:

$$F(x, y, \sigma) = F_{m,n,l}.$$

Горизонтальный размер расчетной ячейки обозначим как ΔL , а вертикальный – как $\Delta \sigma$. Временной шаг для баротропной составляющей движения обозначим как Δt , а для бароклинной ΔT , причем $\Delta t \leq \Delta T$.

Уравнения движения в приближении Буссинеска в правой декартовой системе координат записываются следующим образом:

$$u_t + \beta_a \{ (uu)_x + (uv)_y + (uw)_z \} = -\alpha_0 P_x + fv + (2A_h u_x)_x + (A_h [v_x + u_y])_y + (A_v u_z)_z, \quad (3.1)$$

$$v_t + \beta_a \{ (vu)_x + (vv)_y + (vw)_z \} = -\alpha_0 P_y - fu + (2A_h v_y)_y + (A_h [u_y + v_x])_x + (A_v v_z)_z, \quad (3.2)$$

где u, v, w – компоненты вектора скорости течений $\vec{v}$ в направлениях x, y и z , соответственно; t – время; P – давление; $\alpha_0 = 1.0$ л/кг – постоянный удельный объем воды; ρ – плотность воды; f – параметр Кориолиса; A_h, A_v – коэффициенты горизонтальной и вертикальной турбулентности, соответственно; β_a – управляющий множитель (принимаяющий значения 0 или 1), используемый для отключения членов адвективного ускорения.

Для третьего уравнения движения принимается гидростатическое приближение:

$$P_z = -g\rho, \quad (3.3)$$

где $g = 9.81$ м²/с – ускорение свободного падения.

Уравнение неразрывности, выражающее закон сохранения массы, записывается в виде, отфильтровывающем звуковые волны:

$$u_x + v_y + w_z = 0, \quad (3.4)$$

Уравнение состояния имеет общий вид:

$$\rho = \rho_0 [1 + F_\rho(T, S)], \quad (3.5)$$

где ρ_0 – постоянная плотность ($\alpha_0 = 1/\rho_0$), T, S – температура и соленость воды. Для последних величин записываются уравнения сохранения:

$$S_t + (uS - D_h S_x)_{,x} + (vS - D_h S_y)_{,y} + (wS - D_v S_z)_{,z} = 0, \quad (3.6)$$

$$T_t + (uT - D_h T_x)_{,x} + (vT - D_h T_y)_{,y} + (wT - D_v T_z)_{,z} = R, \quad (3.7)$$

где D_h и D_v – коэффициенты горизонтальной и вертикальной турбулентной диффузии тепла и примеси, соответственно; R – внутренний источник тепла, связанный с поглощением солнечной радиации.

Возможность моделирования течений и переноса субстанций в реках, проливах или каналах, имеющих подсеточный масштаб в одном из горизонтальных направлений (ширина потока меньше шага расчетной сетки), достигается интегрированием исходной системы уравнений поперек потока (т.е. в нормальном к потоку направлении в горизонтальной плоскости). Пределы интегрирования определяют ширину потока (реки, канала). Интегрирование выполняется в соответствии с [120, 121, 169] в предположении, что ширина потока B не изменяется во времени и по глубине, а также, что скорость потока не изменяется в поперечном направлении. Новая система уравнений, используемая в модели, получается в результате объединения проинтегрированных поперек потока и исходных уравнений таким образом, чтобы при отсутствии канала (трехмерный поток) получалась исходная система уравнений, а при его наличии – осредненные поперек потока уравнения (двумерный поток):

$$u_t + \beta_a \{ B_x^{-1} (B_x uu)_{,x} + (uv)_{,y} + (uw)_{,z} \} = -\alpha_0 P_x + fv + B_x^{-1} (2B_x A_h u_{,x})_{,x} + \\ + (1 - \beta_c) (A_h [v_{,x} + u_{,y}])_{,y} + (A_v u_{,z})_{,z} - \beta_c C_{ws} B_x^{-1} u |u|, \quad (3.8)$$

$$v_t + \beta_a \{ (uv)_{,x} + B_y^{-1} (B_y vv)_{,y} + (uw)_{,z} \} = -\alpha_0 P_y - fu + B_y^{-1} (2B_y A_h v_{,y})_{,y} + \\ + (1 - \beta_c) (A_h [u_{,y} + v_{,x}])_{,x} + (A_v v_{,z})_{,z} - \beta_c C_{ws} B_y^{-1} v |v|, \quad (3.9)$$

$$B_x^{-1} (B_x u)_{,x} + B_y^{-1} (B_y v)_{,y} + w_{,z} = 0, \quad (3.10)$$

$$S_t + B_x^{-1}(B_x uS - B_x D_h S_x)_{,x} + B_y^{-1}(B_y vS - B_y D_h S_y)_{,y} + (wS - D_v S_z)_{,z} = 0, \quad (3.11)$$

$$T_t + B_x^{-1}(B_x uT - B_x D_h T_x)_{,x} + B_y^{-1}(B_y vT - B_y D_h T_y)_{,y} + (wT - D_v T_z)_{,z} = R. \quad (3.12)$$

Здесь B_x и B_y – безразмерная, относительно размера ячейки расчетной сетки, ширина потока в направлениях x и y , соответственно; β_c – множитель равный 0, если канал отсутствует, и 1, в случае наличия канала; C_{ws} – коэффициент бокового трения о стенки канала. Уравнения (3.8) – (3.12) автоматически переходят в уравнения (3.1), (3.2), (3.4), (3.6) и (3.7), если положить $\beta_c = 0$ и $B_x = B_y = 1$. Уравнения гидростатики и состояния не изменяются.

При численной реализации приведенной выше системы уравнений целесообразно перейти к криволинейной по вертикали системе координат (σ – системе), что с одной стороны, улучшит вычислительные свойства модели, а с другой – позволит более точно описать вертикальную динамическую и термохалинную структуру вод в области малых глубин. Для этого используется спрямляющее преобразование дна вида:

$$\sigma = (z - h)/H; \quad H = \beta_h h + d, \quad (3.13)$$

где σ – новая координата, изменяющаяся от поверхности до дна в пределах $[0, -1]$; H – полная локальная глубина; d – глубина при невозмущенном уровне моря; h – отклонение уровня моря от его невозмущенного состояния; β_h – управляющий множитель (равный 0 или 1), линеаризующий влияние полной глубины.

Преобразование выражений, записанных в x, y, z системе координат (обозначим их как $[]$), в новую систему координат x, y, σ (используем обозначение $()$), осуществляется следующим образом:

$$[]_{,z} = H^{-1} ()_{,\sigma}, \quad (3.14)$$

$$[]_{,x} = ()_{,x} - H^{-1}(h_{,x} + \sigma H_{,x}) ()_{,\sigma}, \quad (3.15)$$

$$[]_{,y} = ()_{,y} - H^{-1}(h_{,y} + \sigma H_{,y}) ()_{,\sigma}, \quad (3.16)$$

$$[]_t = ()_t - H^{-1}(1 + \sigma)h_t ()_{,\sigma}. \quad (3.17)$$

Чтобы получить уравнение для горизонтального градиента давления, необходимо проинтегрировать уравнение гидростатики по вертикали. В σ -системе координат оно имеет следующий вид:

$$P_{,\sigma} = -\rho g H, \quad (3.18)$$

отсюда

$$P = gH \int_{\sigma}^0 \rho d\sigma + P_a, \quad (3.19)$$

где P_a – атмосферное давление. Применяя (3.15) получаем:

$$\begin{aligned} P_{,x} &= P_{,x}|_{\sigma=\text{const}} - (1/H)(h_{,x} + \sigma H_{,x})P_{,\sigma} + P_{a,x} = \\ &= g \left(H \int_{\sigma}^0 \rho d\sigma \right)_{,x} - (1/H)(h_{,x} + \sigma H_{,x})(-\rho g H) + P_{a,x} = \\ &= g \left(H \int_{\sigma}^0 \rho d\sigma \right)_{,x} + \rho g(h_{,x} + \sigma H_{,x}) + P_{a,x}. \end{aligned} \quad (3.20)$$

Заметим, что при $\rho = \rho_0$ имеем:

$$P_{,x} = \rho_0 g(-H_{,x} + h_{,x} + \sigma H_{,x}) = \rho_0 g h_{,x} + P_{a,x}. \quad (3.21)$$

Поэтому, заменяя $\rho = \rho_0 + (\rho - \rho_0)$ в (3.20), получаем:

$$\alpha_0 P_{,x} = g h_{,x} + G_x + \alpha_0 P_{a,x}, \quad (3.22)$$

где

$$G_x = \alpha_0 \beta_p g \left\{ \left[H \int_{\sigma}^0 (\rho - \rho_0) d\sigma \right]_{,x} + (h_{,x} + \sigma H_{,x})(\rho - \rho_0) \right\} \quad (3.23)$$

и β_p – управляющий множитель (принимаяющий значения 0 или 1) для исключения влияния горизонтального градиента плотности.

Уравнения движения в x, y, σ -системе координат принимают вид:

$$\begin{aligned} (Hu)_{,t} + \beta_a \left\{ B_x^{-1} (HB_x uu)_{,x} + (Huv)_{,y} + (u\tilde{w})_{,\sigma} \right\} &= -gHh_{,x} - \alpha_0 HP_{a,x} - \\ HG_x + fHv + B_x^{-1} (2HB_x A_h u_{,x})_{,x} &+ (1 - \beta_c) (A_h H [v_{,x} + u_{,y}])_{,y} + \end{aligned}$$

$$H^{-1}(A_v u'_{,\sigma})'_{,\sigma} - \beta_c C_{ws} H B_x^{-1} u |u|, \quad (3.24)$$

$$\begin{aligned} (Hv)'_t + \beta_a \left((Hvu)'_x + B_y^{-1} (H B_y v v)'_{,y} + (v \tilde{w})'_{,\sigma} \right) = & -g H h'_{,y} - \alpha_0 H P_a'_{,y} - \\ & H G_y - f H u + B_y^{-1} (2 H B_y A_h v'_{,y})'_{,y} + (1 - \beta_c) (A_h H [u'_{,y} + v'_{,x}])'_{,x} + \\ & H^{-1} (A_v v'_{,\sigma})'_{,\sigma} - \beta_c C_{ws} H B_y^{-1} v |v|, \end{aligned} \quad (3.25)$$

$$\text{где} \quad \tilde{w} = H d\sigma/dt = w - (1 + \sigma) h'_t - u(h'_{,x} + \sigma H'_{,x}) - v(h'_{,y} + \sigma H'_{,y}) \quad (3.26)$$

$$\text{и } G_y = \alpha_0 g \beta_p \left\{ \left[\begin{array}{c} 0 \\ H \int (\rho - \rho_0) d\sigma \\ \sigma \end{array} \right]'_{,y} + g(h'_{,y} + \sigma H'_{,y})(\rho - \rho_0) \right\}. \quad (3.27)$$

Уравнение неразрывности:

$$h'_t + B_x^{-1} (H B_x u)'_{,x} + B_y^{-1} (H B_y v)'_{,y} + \tilde{w}'_{,\sigma} = 0. \quad (3.28)$$

Уравнения сохранения тепла и солей:

$$\begin{aligned} (HS)'_t + B_x^{-1} (B_x H [uS - D_h S'_{,x}])'_{,x} + B_y^{-1} (B_y H [vS - D_h S'_{,y}])'_{,y} + \\ + (\tilde{w}S - H^{-1} D_v S'_{,\sigma})'_{,\sigma} = 0. \end{aligned} \quad (3.29)$$

$$\begin{aligned} (HT)'_t + B_x^{-1} (B_x H [uT - D_h T'_{,x}])'_{,x} + B_y^{-1} (B_y H [vT - D_h T'_{,y}])'_{,y} + \\ + (\tilde{w}T - H^{-1} D_v T'_{,\sigma})'_{,\sigma} = HR. \end{aligned} \quad (3.30)$$

Метод решения гидродинамической задачи предусматривает расщепление полной скорости течений на среднюю по глубине скорость (баротропная составляющая) и отклонения от нее на каждом расчетном горизонте (бароклинная составляющая). Это позволяет использовать при численном решении уравнений динамики различные временные шаги для баротропной и бароклинной составляющих горизонтальной скорости течений, поскольку первая связана с колебаниями уровня моря при прохождении длинных гравитационных волн и изменяется более быстро, чем вторая.

Компоненты баротропной составляющей скорости течений определяются как

$$U = \int_{-1}^0 u d\sigma \quad \text{и} \quad V = \int_{-1}^0 v d\sigma, \quad (3.31)$$

а проинтегрированные по вертикали уравнения движения имеют вид:

$$\begin{aligned} (HU)_t + \beta_a \left\{ B_x^{-1} (HB_x \theta_{uu} UU)_{,x} + (H \theta_{uv} UV)_{,y} \right\} = & -gHh'_{,x} - \alpha_0 HP_{a'x} - \\ & HG_x^* + fHV + B_x^{-1} (2A_h HB_x U'_{,x})_{,x} + (1 - \beta_c) (A_h H [V'_{,x} + U'_{,y}])_{,y} + \\ & \tau_{sx} - \tau_{bx} - \beta_c C_{ws} B_x^{-1} H \theta_{su} U |U|, \end{aligned} \quad (3.32)$$

$$\begin{aligned} (HV)_t + \beta_a \left\{ H \theta_{uv} UV_{,x} + B_y^{-1} (HB_y \theta_{vv} VV)_{,y} \right\} = & -gHh'_{,y} - \alpha_0 HP_{a'y} - \\ & HG_y^* - fHU + B_y^{-1} (2A_h HB_y V'_{,y})_{,y} + (1 - \beta_c) (A_h H [V'_{,x} + U'_{,y}])_{,x} + \\ & \tau_{sy} - \tau_{by} - \beta_c C_{ws} B_y^{-1} H \theta_{sv} V |V|, \end{aligned} \quad (3.33)$$

$$\begin{aligned} \text{где } G_x^* = \int_{-1}^0 G_x d\sigma \quad \text{и} \quad G_y^* = \int_{-1}^0 G_y d\sigma; \quad \theta_{uu} = \int_{-1}^0 \frac{uu}{UU} d\sigma, \quad \theta_{uv} = \int_{-1}^0 \frac{uv}{UV} d\sigma, \\ \theta_{vv} = \int_{-1}^0 \frac{vv}{VV} d\sigma, \quad \theta_{su} = \int_{-1}^0 \left(\frac{u}{U} \right) \left| \frac{u}{U} \right| d\sigma, \quad \theta_{sv} = \int_{-1}^0 \left(\frac{v}{V} \right) \left| \frac{v}{V} \right| d\sigma. \end{aligned}$$

Уравнение неразрывности для баротропной составляющей:

$$h_t + B_x^{-1} (B_x HU)_{,x} + B_y^{-1} (B_y HV)_{,y} = 0. \quad (3.34)$$

Бароклинные компоненты вектора скорости определяются как отклонения от средней по глубине скорости :

$$u' = u - U \quad \text{и} \quad v' = v - V, \quad (3.35)$$

а уравнения для них получают вычитанием уравнений для баротропной составляющей скорости из уравнений для полной скорости:

$$\begin{aligned} (Hu')_{,x} + \beta_a \left\{ B_x^{-1} (B_x H [uu - \theta_{uu} UU])_{,x} + (H [uv - \theta_{uv} UV])_{,y} + (\tilde{w}u')_{,\sigma} \right\} = \\ HG_x^* - HG_x + fHv' + B_x^{-1} (2A_h HB_x u'_{,x})_{,x} + (1 - \beta_c) (A_h H [v'_{,x} + u'_{,y}])_{,y} + \end{aligned}$$

$$H^{-1}(A_v u'_{\sigma})_{,\sigma} - \tau_{sx} + \tau_{bx} - \beta C_{ws} H B_x^{-1} (u|u| - \theta_{su} U|U|), \quad (3.36)$$

$$\begin{aligned} & (Hv')_{,t} + \beta_a \left\{ H[uv - \theta_{uv} UV]_{,x} + B_y^{-1} (B_y H[vv - \theta_{vv} VV])_{,y} + (\tilde{w}v')_{,\sigma} \right\} = \\ & = H G_y^* - H G_y - f H u' + B_y^{-1} (2 A_h H B_y v'_{,y})_{,y} + (1 - \beta_c) (A_h H [v'_{,x} + u'_{,y}])_{,x} + \\ & H^{-1} (A_v v'_{\sigma})_{,\sigma} - \tau_{sy} + \tau_{by} - \beta_c C_{ws} H B_y^{-1} (v|v| - \theta_{sv} V|V|), \end{aligned} \quad (3.37)$$

Уравнение неразрывности для бароклинной составляющей:

$$B_x^{-1} (B_x H u')_{,x} + B_y^{-1} (B_y H v')_{,y} + H^{-1} (\tilde{w})_{,\sigma} = 0. \quad (3.38)$$

3.1.1. Используемые параметризации процессов

Ускорение Кориолиса f определяется как

$$f = f_c + \left(f_{,x} \right)_{|x=x_c} (x - x_c) + \left(f_{,y} \right)_{|y=y_c} (y - y_c), \quad (3.39)$$

где f_c – исходное значение параметра в точке с известной широтой и долготой, соответствующей узлу расчетной сетки.

Уравнение состояния записывается в виде:

$$\rho = \rho_0 [1 + F_\rho(S, T)], \quad (3.40)$$

$$F_\rho = C_{S0} + C_{S1} \cdot S + C_{ST} \cdot S \cdot T + C_{T1} \cdot T + C_{T2} \cdot T^2, \quad (3.41)$$

где S – соленость (в ppt), T – температура воды (в °C); $C_{S0}, C_{S1}, C_{ST}, C_{T1}, C_{T2}$ – коэффициенты равные 0.00007, 0.000802 ppt⁻¹, -0.000002 (ppt°C)⁻¹, -0.0000035 °C⁻¹, -0.00000469 °C⁻², соответственно.

На вертикальное распределение плотности налагается условие, что оно должно быть по крайней мере нейтрально устойчивым, т.е.

$$\rho'_{,\sigma} \leq 0. \quad (3.42)$$

Используя (3.40), различие в плотности между двумя вертикальными слоями может быть найдено из выражения:

$$\delta F_{\rho} = (F_{\rho})_S \delta S + (F_{\rho})_T \delta T, \quad (3.43)$$

где δS и δT – различия в температуре и солености между слоями. Использование (3.43) дает более точный результат, чем просто вычитание одного значения плотности из другого.

Ветровые напряжения трения на верхней границе (воздух-вода) записываются как

$$\tau_{sx} = (C_{aw1} + C_{aw2} W_{10}) W_{10} W_x, \quad (3.44)$$

$$\tau_{sy} = (C_{aw1} + C_{aw2} W_{10}) W_{10} W_y, \quad (3.45)$$

где W_x и W_y – составляющие вектора скорости ветра на высоте 10 м над уровнем моря по осям x и y , соответственно; W_{10} – модуль скорости ветра на высоте 10 м; C_{aw1} и C_{aw2} – коэффициенты трения, полагаемые равными 0.0008 и 0.000065 с/м, соответственно.

Придонные напряжения трения на нижней границе (вода-дно):

$$\tau_{bx} = \Phi u_b \quad \text{и} \quad \tau_{by} = \Phi v_b, \quad \text{где} \quad \Phi = \left[C_{wb1} + C_{wb2} (u_b^2 + v_b^2)^{1/2} \right]. \quad (3.46)$$

Здесь u_b и v_b – составляющие вектора придонной скорости течения; C_{wb1} и C_{wb2} – коэффициенты трения с типичными значениями 0.001 и 0.0026 м/с, соответственно.

Вертикальная турбулентная вязкость описывается на основе полуэмпирической теории турбулентности с использованием длины пути смешения. Мгновенная вязкость определяется как функция длины пути смешения, локального вертикального сдвига скорости и устойчивости водной колонки, следующим образом:

$$A_v = A_{v0} + A_z \left[C_{R0} (1 + C_{R1} R_i)^{-C_{R2}} \right], \quad (3.47)$$

$$D_v = D_{v0} + A_z \left[C_{R3} (1 + C_{R4} R_i)^{-C_{R5}} \right], \quad (3.48)$$

где

$$A_z = [\kappa z(1 - z/H)]^2 (u_z'^2 + v_z'^2)^{1/2}. \quad (3.49)$$

Здесь $\kappa = 0.4$ – постоянная Кармана; A_{v0} – пороговая вязкость; D_{v0} – пороговая диффузия; $C_{R0}, C_{R1}, C_{R2}, C_{R3}, C_{R4}$ и C_{R5} – константы, принимаемые, соответственно [148], равными 1.0; 10.0; 0.5; 1.0; 3.33 и 1.5; число Ричардсона

$$R_i = -\rho_z' g / [\rho_0 (u_z'^2 + v_z'^2)]. \quad (3.50)$$

Коэффициенты горизонтального турбулентного обмена рассчитываются исходя из значения локального горизонтального сдвига баротропной составляющей скорости течения и пространственного шага ΔL горизонтальной конечно-разностной сетки [158]:

$$A_h = A_{h0} + C_{AH} \Delta L^2 \left[2(u_x'^2 + v_y'^2) + (u_y' + v_x')^2 \right]^{1/2}, \quad (3.51)$$

$$D_h = A_h, \quad (3.52)$$

где коэффициент $C_{AH} = 0.1$ и $A_{h0} = 1.0 \text{ м}^2/\text{с}$ – фоновая величина.

3.1.2. Возможные упрощения полных уравнений гидродинамической модели

В модели предусмотрена возможность некоторого упрощения полных уравнений, которая осуществляется заданием нескольких наборов параметров, включающих управляющие множители.

Линеаризация. Члены, описывающие нелинейные адвективные ускорения в уравнениях (3.32, 3.33, 3.36, 3.37) могут быть исключены заданием $\beta_a = 0$. Приливные и сгонно-нагонные эффекты исключаются заданием в уравнении (3.13) для полной глубины $\beta_h = 0$. Для полной линеаризации необходимо также исключить нелинейность из уравнений (3.46, 3.47, 3.51) для придонного напряжения трения, горизонтальной и вертикальной вязкости, приняв:

$$C_{wb2} = 0.; C_{AH} = 0.; C_{R0} = 0.$$

Однородность поля плотности. Для исключения влияния пространственных неоднородностей плотности на динамику вод в уравнении состояния (3.40) принимают, что

$$C_{S1} = C_{ST} = C_{T1} = C_{T2} = 0.$$

Кроме того, в уравнениях (3.23, 3.27) полагают, что $\beta_p = 0$. Число Ричардсона (ур-ние (3.50)) в рассматриваемом случае автоматически становится равным нулю.

Стационарность поля плотности означает, что

$$S_t = 0, \quad T_t = 0.$$

Выполнение этого условия достигается исключением из решения уравнений (3.29, 3.30).

Отключение плотности. Математическая структура модели предусматривает возможность расчетов динамики вод при стационарном во времени, но переменном в пространстве распределении температуры и солёности. В этом случае термохалинная составляющая скорости течений рассчитывается в диагностическом режиме (путем учета горизонтальных и вертикальных градиентов плотности), а все остальные составляющие – в прогностическом режиме.

Вклад температуры и солёности в формирование пространственных градиентов плотности, влияющих на рассчитываемое поле течений, может быть разделен либо полностью исключен следующим образом. Для отключения вклада солёности необходимо задать $C_{S1} = 0$ в уравнении (3.41). Исключение вклада температуры достигается заданием в уравнении (3.41) $C_{T1} = C_{T2} = 0$.

Полное исключение вклада термохалинного фактора в формирование полей течений достигается заданием $C_{S1} = C_{ST} = C_{T1} = C_{T2} = 0$, а также дополнительно $\beta_p = C_{R1} = C_{R4} = 0$.

3.1.3. Граничные и начальные условия

На открытой морской границе задаются возмущения уровня моря обусловленные, например, приливами, сгонно-нагонными явлениями и т.п.:

$$h = h_0(x, y, t), \quad (3.53.a)$$

либо ставится условие излучения, описывающее свободное прохождение через границу длинных гравитационных волн:

$$h = h_0 + \vec{V}_n \sqrt{H/g}, \quad (3.53.b)$$

где h_0 – возмущение уровня на жидкой границе расчетной области, задаваемое на основе данных наблюдений или расчетов; $\vec{V}_n$ – проекция вектора течений, рассчитанного в граничных точках области, на внешнюю нормаль $\vec{n}$ к открытой боковой границе.

Для температуры и солёности условия формулируются следующим образом: если поток входит в расчетную область, то на границе с открытым морем задаются фоновые значения температуры и солёности (T^*, S^*) , характерные для открытого моря; в противном случае значения моделируемых переменных экстраполируются из расчетной области с помощью упрощенного уравнения адвекции:

$$\begin{aligned} T_0 = T^*; S_0 = S^*, & \quad \text{если } \vec{V}_n \leq 0 \\ T_{0,t} = -\vec{V}_n T_n; \quad S_{0,t} = -\vec{V}_n S_n, & \quad \text{если } \vec{V}_n > 0 \end{aligned} \quad (3.54)$$

где T_0, S_0 – значения моделируемых переменных на открытой морской границе. Причем если поток направлен внутрь расчетной области менее 6 часов, то используется интерполяционная схема:

$$(S_0, T_0) = F_i(S^*, T^*) + (1 - F_i)(S_0, T_0), \quad (3.55)$$

где F_i – отношение временного шага для бароклинной составляющей скорости (в часах) к разности между 6 часами и продолжительностью

отрезка времени, в течение которого имел место входящий поток, $0 \leq F_i \leq 1$.

В точках впадения рек граничные условия формулируются по типу «открытого канала» или «водопад». В первом случае задаются расходы воды Q_r , а также вертикальные профили бароклинной скорости, температуры и солёности:

$$U = Q_r / (B_x \Delta L H), V = Q_r / (B_y \Delta L H); \quad (3.56)$$

$$u' = u_{\text{top}} \cos(\pi z / H), \quad v' = v_{\text{top}} \cos(\pi z / H); \quad (3.57)$$

$$S = S_{\text{top}} + (S_{\text{top}} - S_{\text{bot}}) [(1 - \cos(\pi z / H))],$$

$$T = T_{\text{top}} + (T_{\text{top}} - T_{\text{bot}}) [(1 - \cos(\pi z / H))]. \quad (3.58)$$

Здесь величины с индексом “top” соответствуют поверхностному слою воды, тогда как с индексом “bot” – придонному слою.

Задание граничных условий по типу «водопад» осуществляется следующим образом:

$$h_t = \frac{Q_r}{B_x B_y \Delta L^2}; \quad (3.59)$$

$$(HS)_t = 0, \quad (HT)_t = \frac{T_{\text{top}} Q_r}{B_x B_y \Delta L^2}. \quad (3.60)$$

На поверхности моря:

$$\tau_{sx} = A_v u'_{,z} \quad \text{и} \quad \tau_{sy} = A_v v'_{,z}; \quad D_v T_{,z} = \frac{Q_T}{\rho C_w}; \quad D_v S_{,z} = 0. \quad (3.61)$$

На дне:

$$\tau_{bx} = A_v u'_{,z} \quad \text{и} \quad \tau_{by} = A_v v'_{,z}; \quad D_v S_{,z} = 0;$$

$$D_v T_{,z} = \left[C_{\text{bed1}} + C_{\text{bed2}} (u_b^2 + v_b^2)^{1/2} \right] (T_{\text{bed}} - T). \quad (3.62)$$

Здесь $\tau_{sx}; \tau_{sy}$ – компоненты вектора касательного напряжения трения ветра; $\tau_{bx}; \tau_{by}$ – компоненты вектора касательного напряжения придонного трения; Q_T – поток тепла, вычисляемый на основе метеорологических данных; C_w – удельная теплоемкость воды; C_{bed1}, C_{bed2} – коэффициенты обмена, принимаемые равными 0.000001 м/с и 0.003, соответственно; T_{bed} – температура морского дна.

В качестве начальных условий принималось состояние покоя:

$$U = V = u' = v' = w = 0; \quad A_h = A_{h0}, \quad A_v = A_{v0}, \quad D_v = D_{v0}. \quad (3.63)$$

Температура, соленость и уровень моря в начальный момент времени во внутренних точках расчетной области определяются путем интерполяции граничных значений с весами обратно пропорциональными расстоянию от границы. Задается также температура донных отложений T_{bed} .

Для повышения вычислительной устойчивости, на открытых морских границах принимаются равными нулю: ускорение Кориолиса, ветровые напряжения трения, горизонтальные градиенты атмосферного давления и плотности. При этом используется специальная мультипликативная краевая функция, которая принимает нулевые значения в пограничных расчетных ячейках, 0.5 – в ячейках на удалении одного шага от граничных и 1 – во всех остальных ячейках.

Нелинейные адвективные члены уравнений движения также принимаются равными нулю на открытой морской границе.

3.1.4. Блок теплообмена с атмосферой

Полный удельный поток тепла Q_T , поступающий на границу раздела «воздух-вода», записывается в виде суммы двух составляющих:

$$Q_T = Q_1 + Q_2, \quad (3.64)$$

где Q_1 – коротковолновая составляющая солнечной радиации, которая проникает в водную колонку через поверхность; Q_2 – длинноволновой поток радиации, поглощаемый поверхностью.

Удельный поток коротковолновой радиации Q_1 используется при определении внутреннего источника тепла R ($^{\circ}\text{C}/\text{с}$) в слое:

$$R = (Q_1 / \rho C_w) [\exp\{2.3z_a / D_{10}\} - \exp\{2.3z_b / D_{10}\}] / (z_b - z_a), \quad (3.65)$$

где z_a , z_b – координаты z верхней и нижней границы слоя, соответственно; D_{10} – глубина, на которую проникает только 10 % от потока, поступающего на поверхность воды. При этом полагается, что исходный поток убывает с глубиной по экспоненциальному закону, а коэффициент затухания определяется как $2.3 / D_{10}$.

Солнечная коротковолновая составляющая удельного потока тепла определяется как:

$$Q_1 = Q_{ss}(1 - A_{1b})F_{cc}(C_c), \quad (3.66)$$

где Q_{ss} – поток, поступающий на поверхность моря в условиях облачности; A_{1b} – альбедо морской поверхности; F_{cc} – функция облачности; C_c – часть неба покрытая облаками.

Согласно [84]:

$$Q_{ss} = C_{sol} \cos^2(\zeta) / [0.10 + 1.085 \cos(\zeta) + 10^{-5} \{\cos(\zeta) + 2.7\} e_v], \quad (3.67)$$

где C_{sol} – солнечная постоянная ($1353 \text{ Вт}/\text{м}^2$), e_v – давление водяного пара; ζ – зенитный угол солнца, определяемый как:

$$\cos(\zeta) = \sin(\lambda_a) \sin(\varphi) + \cos(\lambda_a) \cos(\varphi) \cos(\nu). \quad (3.68)$$

Здесь λ_a – географическая широта; $\varphi = 23.44^{\circ} \cos(2\pi[172 - N_{day}]/365)$ – деклинация, N_{day} – номер дня года; $\nu = 2\pi(12 - Sh_r)/24$ – часовой угол, Sh_r – солнечный час, т.е. час суток.

Давление пара e_v определяется как

$$e_v = R_h e_s(T), \quad (3.69)$$

где R_h – относительная влажность; e_s – насыщающее давление водяного пара, мб; согласно [84]

$$e_s(T) = 611 \cdot 10^{(7.5[T-273.16]/[T-35.86])}. \quad (3.70)$$

В (3.69) e_v рассчитывается при T_{a0} – температуре атмосферы ($^{\circ}\text{K}$) на границе раздела «воздух-вода».

Функция облачности рассчитывается согласно следующему выражению:

$$F_{cc}(C_c) = 1 - C_c. \quad (3.71)$$

Поток тепла на поверхности границы раздела «воздух-вода» представляет собой сумму нескольких составляющих:

$$Q_2 = Q_L + Q_B + Q_e + Q_S, \quad (3.72)$$

где Q_L – длинноволновое излучение атмосферы; Q_B – обратное излучение черного тела морской поверхностью; Q_e – потери тепла на испарение; Q_S – поток тепла при контактном теплообмене моря с атмосферой.

$$Q_L = C_{sb} T_a^4 \left(1 - 0.26 \exp \left[-0.000777(273 - T_a)^2 \right] \right), \quad (3.73)$$

где C_{sb} – константа Стефана-Больцмана ($5.67 \cdot 10^{-8} \text{ Вт/м}^2\text{K}^4$) и T_a – наблюдаемая температура воздуха ($^{\circ}\text{K}$).

$$Q_B = -0.97 C_{sb} (T|_{\sigma=0})^4, \quad (3.74)$$

где 0.97 – коэффициент излучения поверхностью.

$$Q_e = -0.00175 \rho_a L_v W_{10} (\gamma_{10} - \gamma_0). \quad (3.75)$$

Здесь ρ_a – плотность воздуха; W_{10} – скорость ветра на высоте 10 м; γ_{10}, γ_0 – удельная влажность на высоте 10 м и у поверхности воды, соответственно; L_y – скрытое тепло испарения ($2.5 \cdot 10^6 \text{ Дж/кг}$). Удельная влажность связана с давлением пара:

$$\gamma = 0.622 e_v / [p_a - (1 - 0.622) e_v], \quad (3.76)$$

где 0.622 есть соотношение молекулярных весов сухого воздуха и водяного пара; P_a – атмосферное давление (мб).

$$Q_s = 0.00175 \rho_a c_p W_{10} (T_{a10} - T_{a0}), \quad (3.77)$$

где c_p – удельная теплоемкость сухого воздуха (1004 Дж/кг°K), T_{a10} , T_{a0} , – температура воздуха на высоте 10 м и у поверхности моря, соответственно. Предполагается, что у поверхности моря температура воздуха и воды равны, следовательно $T_{a0} = T|_{\sigma=0}$, а $T_{a10} = T_a$.

3.2. Блок переноса примеси

Объединение химико-биологической части модели с гидродинамической в единую модель качества вод осуществляется на основе уравнения переноса неконсервативной примеси, которое по структуре аналогично уравнениям сохранения тепла и солей (3.11) – (3.12); (3.29) – (3.30) гидродинамической модели, отличаясь от них наличием гравитационной скорости осаждения примеси и содержанием правой части, описывающей неконсервативность примеси. В σ -системе координат обобщенное уравнение переноса примеси записывается следующим образом:

$$\begin{aligned} & (HC_i)_t + B_x^{-1} (B_x H [u C_i - D_h (C_i)_x])_{,x} + B_y^{-1} (B_y H [v C_i - D_h (C_i)_y])_{,y} + \\ & + ((\tilde{w} + w_{gi}) C_i - H^{-1} D_v (C_i)_\sigma)_{,\sigma} = H F_i (\vec{C}, x, y, z, t) + H Q_i (x, y, z, t). \end{aligned} \quad (3.78)$$

Здесь $\vec{C}$ – вектор-функция переменных состояния экосистемы ($i = 1, 2, 3, \dots, N$), элементами которой являются концентрации (биомассы) C_i моделируемых компонентов экосистемы или загрязняющих веществ; w_{gi} – скорость гравитационного осаждения примеси; F_i – функция неконсервативности i -ой примеси (вещества), описывающая химико-биологические процессы ее трансформации: $\partial C_i / \partial t = F_i$; Q_i – приток вещества от внешних источников, включая антропогенные.

Функции неконсервативности F_i , в зависимости от типа рассматриваемых веществ, определяются в блоках самоочищения или эвтрофикации. На каждом шаге по времени решается система уравнений переноса неконсервативных субстанций. Число уравнений типа (3.78), составляющих эту систему, соответствует количеству моделируемых переменных состояния экосистемы или типов загрязняющих веществ.

Граничные условия для примеси формулируются следующим образом.

На поверхности моря: $w_{gi}C_i - D_v(C_i)_{,z} = Q_{ci}^{top},$ (3.79)

на дне: $w_{gi}C_i - D_v(C_i)_{,z} = Q_{ci}^{bot}.$ (3.80)

На боковой «жидкой» границе:

$$\begin{aligned} C_{oi} &= C_i^*, & \text{если } \vec{v}\vec{n} \leq 0, \\ \frac{\partial C_{oi}}{\partial t} &= -\vec{v}\vec{n} \frac{\partial C_i}{\partial \vec{n}}, & \text{если } \vec{v}\vec{n} > 0. \end{aligned} \quad (3.81)$$

На твердой границе в точках впадения рек:

$$C_i^R = C_i^{top} + (C_i^{top} - C_i^{bot})(1 - \cos(\pi z / H)), \quad (3.82)$$

в точках расположения антропогенных источников:

$$(HC_i)_t = \frac{C_i^a Q_{ai}}{B_x B_y \Delta L^2}. \quad (3.83)$$

Здесь Q_{ci}^{top} – поток примеси через водную поверхность; Q_{ci}^{bot} – поток примеси через границу «вода – донные отложения»; C_{oi} – концентрация i -ой примеси на открытой морской границе; C_i^a, Q_{ai} – концентрация примеси в сбросных водах антропогенного источника и его расход, соответственно; C_i^* – фоновая концентрация примеси, характерная для открытого моря.

Потоки $Q_{ci}^{top}; Q_{ci}^{bot}$ для конкретных типов моделируемых веществ задаются либо рассчитываются в химико-биологическом блоке модели.

3.3. Особенности численной реализации уравнений модели

Конечно-разностная аппроксимация уравнений (3.32) – (3.34) для баротропной моды движения выполняется с использованием двухшагового, трехслойного по времени метода переменных направлений Аббота [157]. Используются значения вычисляемых величин (h , U , V), соответствующие трем моментам времени в пределах шага Δt для баротропной моды движения: начальному (t_0), предвычисляемому ($t_0 + \Delta t$) и промежуточному ($t_0 + \Delta t/2$). На первом шаге, совместным решением уравнений неразрывности и движения в направлении оси x определяют значения U на предвычисляемом временном уровне и h – на промежуточном уровне. На втором шаге, решаются уравнения неразрывности и движения в направлении оси y для нахождения значений V и h на предвычисляемом временном уровне ($t_0 + \Delta t$). Указанный численный метод решения относится к разряду неявных.

Расположение переменных в пределах элементарной ячейки расчетной сетки приведено на рис. 3.1, а положение элементарной ячейки в пределах сегмента расчетной области – на рис. 3.2.

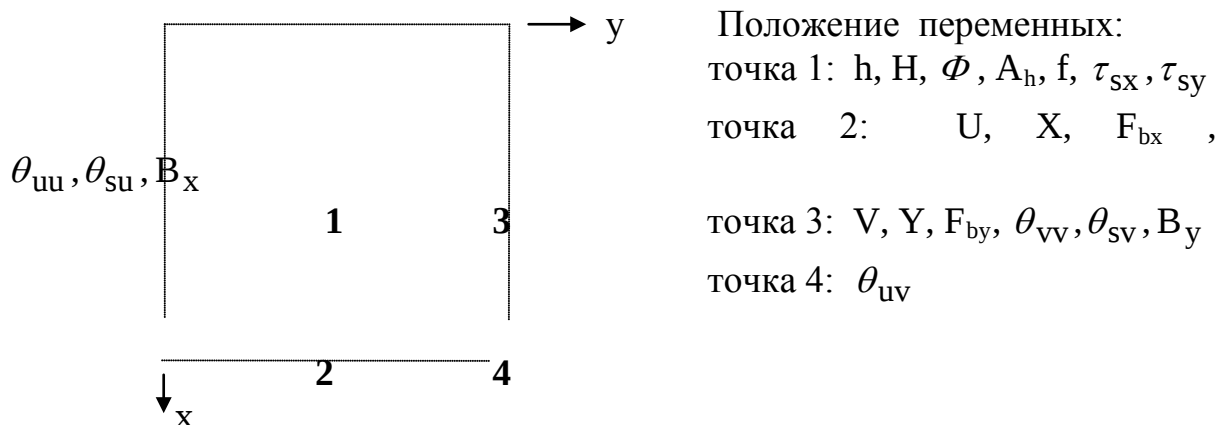


Рис. 3.1 Расположение переменных в пределах элементарной ячейки расчетной сетки в горизонтальной плоскости

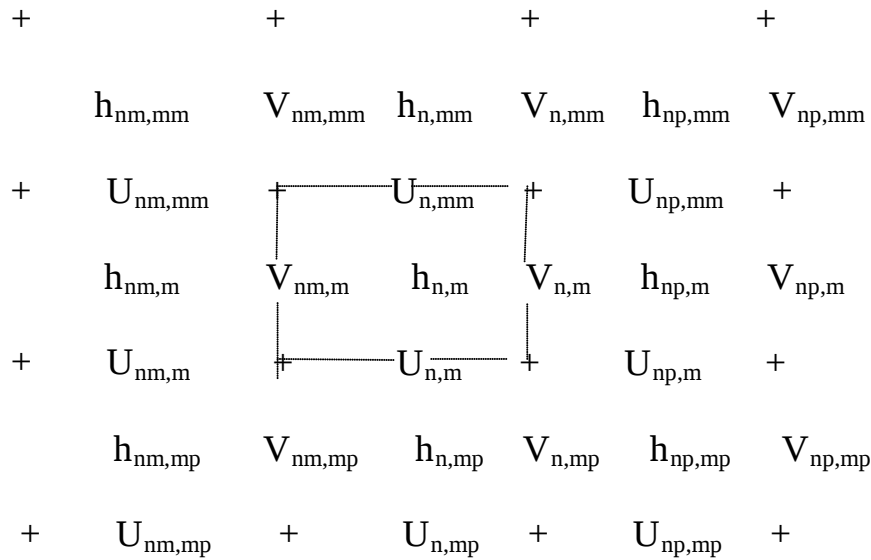


Рис. 3.2 Расположение переменных U , V и h в пределах фрагмента сеточной области. Выделена ячейка (n, m) . Использованы обозначения $mm = m-1$, $mp = m+1$, $nm = n-1$, $np = n+1$

Уравнения (3.36) - (3.38) для бароклинной моды движения решаются неявно прогонкой по вертикальной координате. Для этого члены, которые содержат время или производную от скорости по вертикальной координате, а также член, учитывающий боковое трение, группируются в левой части уравнения. Например, уравнение (3.36) записывается в виде:

$$(Hu')_t + \beta_a \{(\tilde{w}u')_q\} - H^{-1}(A_v u')_q + \beta_c C_{ws} H B_x^{-1} u' |u' + U| = R, \quad (3.84)$$

где R – оставшаяся часть уравнения.

Общий подход к решению заключается в том, что сначала определяют u' и v' на всех вертикальных уровнях элементарной расчетной ячейки, а затем переходят к следующей ячейке и повторяют процесс.

На рис. 3.3 приведено положение узлов для вычисления u' , v' , $\tilde{w}$ и A_v на вертикальном фрагменте расчетной сетке.

Поскольку методы численного решения гидродинамических уравнений модели являются неявными, то эти решения будут вычислительно устойчивы для большинства практических случаев.

Конечно-разностная аппроксимация уравнений переноса тепла и солей в исходном варианте модели МЕССА выполнена с использованием

традиционных (простой аппроксимацией производных) алгоритмов численного решения [138], которые являются консервативными, но не обладают свойством транспортности (монотонности). При наличии значительных пространственных градиентов моделируемых элементов (в приустьевых областях), на масштабах сравнимых с шагом расчетной сетки, это может привести к появлению отрицательных значений концентраций в процессе вычислений, что нежелательно при решении экологических задач. Поэтому, исходные численные схемы решения уравнений переноса типа (3.29) - (3.30), (3.78) были модифицированы в транспортные: FCT (Flux Corrected Transport) [110, 124] – для горизонтального переноса и TVD (Total Variation Diminishing) [110] – для вертикального.

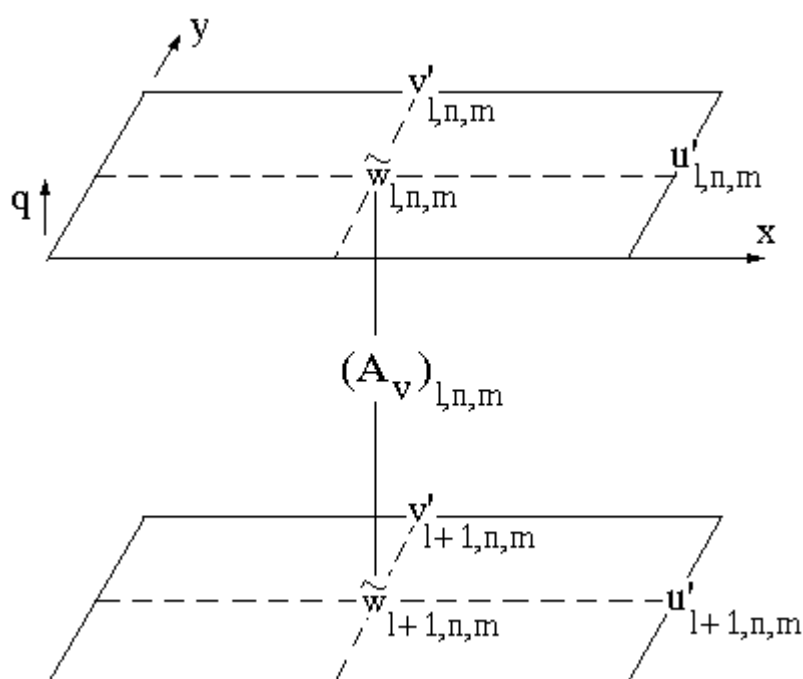


Рис. 3.3 Положение узлов для вычисления $u', v', \tilde{w}$ и A_v на трехмерной расчетной сетке

Детали численной реализации гидродинамических уравнений модели подробно описаны в [139], а модификации уравнений переноса – в [153].

Программная реализация модели, выполненная на языке FORTRAN-90, позволяет рассчитывать как суммарные течения, так и выделять отдельно их ветровую, термохалинную и стоковую составляющие. С

заданной временной дискретностью в ходе счета модель усваивает новую информацию о скорости и направлении ветра, температуре воздуха, расходах рек, температуре и солености речных вод, термохалинной стратификации и возмущениях уровня моря в отдельных точках морской границы, содержании примеси в речных водах, сбросных водах антропогенных источников и фоновые концентрации на открытой морской границе. Между вводимыми дискретными значениями выполняется линейная интерполяция: для метеорологических и речных параметров – во времени; для значений возмущения уровня моря, концентрации примеси, вертикального распределения температуры и солености воды на открытых границах – в пространстве и во времени.

Модель позволяет рассчитывать пространственно-временную изменчивость моделируемых характеристик на масштабах от нескольких часов до нескольких лет и от сотен метров до десятков километров. Ее можно использовать как в шельфовых и приустьевых районах моря, с глубинами от нескольких единиц до сотен метров (при учете термохалинной стратификации), так и в мелководных районах моря, лиманах, заливах, устьях рек с глубинами в несколько дециметров и более (без учета термохалинной стратификации и составляющей течений).

3.4. Результаты адаптации гидродинамической модели к условиям северо-западной части Черного моря

Северо-западная часть Черного моря (СЗЧМ) имеет свои специфические особенности, отличающие ее от остальной акватории. Прежде всего это мелководность, обуславливающая преобладание ветровой составляющей в формировании циркуляции вод, и наличие приустьевых областей четырех крупных рек – Дуная, Днестра, Южного Буга и Днестра, пресный сток которых оказывает существенное влияние на формирование термохалинной структуры и определяет плотностную составляющую течений. СЗЧМ характеризуется сильной изрезанностью берегов с образованием многих мелководных заливов (Жебриянский, Одесский, Егорлыцкий, Тендровский, Джарылгачский) и лиманов, сообщающихся с открытым морем через узкие проливы (Сухой, Днестровский, Днепро-Бугский, Григорьевский). В ряде случаев заливы и лиманы фактически являются частью устьевой области рек (Жебриянский залив, Днестровский и Днепро-Бугский лиманы).

Существенное влияние на гидрохимический режим акватории СЗЧМ оказывает развитие в весенне-летний период года обостренного сезонного пикноклина, обусловленного прогревом поверхностных вод и распреснением их в результате речного стока на общем фоне сезонного ослабления ветровой активности.

Согласно [95], при образовании весенне-летнего скачка плотности в СЗЧМ термические причины преобладают над распресняющим влиянием рек, за исключением приустьевых районов. Пикноклин формируется в результате весенне-летнего прогрева поверхностного слоя и ветрово-волнового перемешивания, а распреснение лишь усиливает общую стратификацию, образуя только один скачок плотности.

Указанные морфологические и гидрологические особенности северо-западной части Черного моря позволяют на ее примере наиболее полно продемонстрировать адекватность отражения в гидротермодинамической модели природных процессов, а также ее информационные и вычислительные возможности. Ниже приводятся результаты адаптации и верификации вышеописанной гидротермодинамической модели к условиям Днепровско-Бугского приустьевых участка СЗЧМ и его составной части – Одесского региона.

В первой серии численных экспериментов расчетная область аппроксимировалась пространственной сеткой 68×32 узла с шагом 2000 м (ограничена с юга сплошной линией на рис. 3.4). Шаг по времени составлял 6 секунд для баротропной составляющей скорости течений и 72 с. – для бароклинной. Использовались десять расчетных уровней по глубине в σ -системе координат.

Первоначально модель испытывалась в одномерном (по вертикали) варианте, когда отключались члены уравнений, описывающие горизонтальный турбулентный обмен и адвективный перенос, а также предполагалась независимость всех функций от горизонтальных координат. В такой постановке учитывается только бароклинная ветровая составляющая скорости течений, которая используется для расчета коэффициентов вертикального турбулентного обмена и диффузии. Таким образом, фактически решалась задача формирования вертикальной термической (термохалинной) структуры вод в результате вертикального турбулентного обмена импульсом и диффузии тепла (и солей).

Цель расчетов – изучение воспроизведения моделью годовой изменчивости вертикальной термохалинной структуры вод под воздействием ветра и теплообмена с атмосферой. В качестве исходных данных использовались ежесрочные 6 - часовые наблюдения за температурой воздуха, скоростью и направлением ветра, выполненные на ГМС Одесса-порт. При расчетах, по данным [14, 21] задавался годовой ход среднемесячных значений солености на поверхностном и придонном

горизонтах водной колонки, а вертикальное ее распределение формировалось в ходе счета (рис. 3.4 - 3.6).

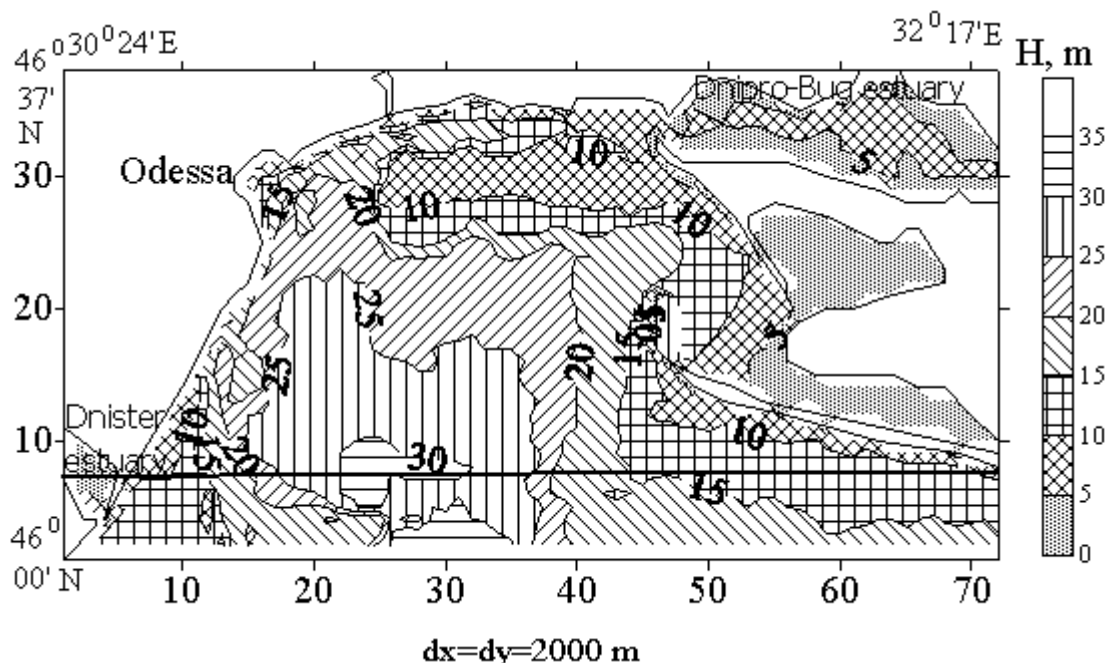


Рис. 3.4 Днепровско-Бугский приустьевой и Одесский районы северо-западной части Черного моря (глубины в м). Линией отмечена нижняя граница расчетной области, используемая в модели качества вод (без учета стока р.Днестр)

Расчеты показали, что модель правильно описывает годовой ход температуры поверхностного слоя воды, формирование и разрушение сезонного термоклина. Имеют место и некоторые расхождения результатов расчетов с данными наблюдений: в летние месяцы рассчитанные значения температуры воды поверхностного слоя в ряде случаев превышают наблюдаемые значения на несколько градусов; медленнее, чем это следует из наблюдений, прогревается придонный слой в весенне-летние месяцы. Однако эти расхождения в значительной степени обусловлены исключением вклада горизонтальной адвекции вод в теплообмен между поверхностной и придонной водными массами (за счет сгонно-нагонных явлений).

Следующая серия численных экспериментов, уже с 3 -мерным вариантом модели, заключалась в расчетах, при неизменных ветровых условиях, изменчивости трехмерной термохалинной структуры вод и поля течений в период весеннего половодья, когда вклад термохалинного фактора в динамику вод максимален. В данном случае целью расчетов

было воспроизведение распространения языка распресненных вод от Днепровско-Бугского лимана до Одесского региона СЗЧМ, исследование пространственной структуры поля течений, а также роли различных факторов в ее формировании.

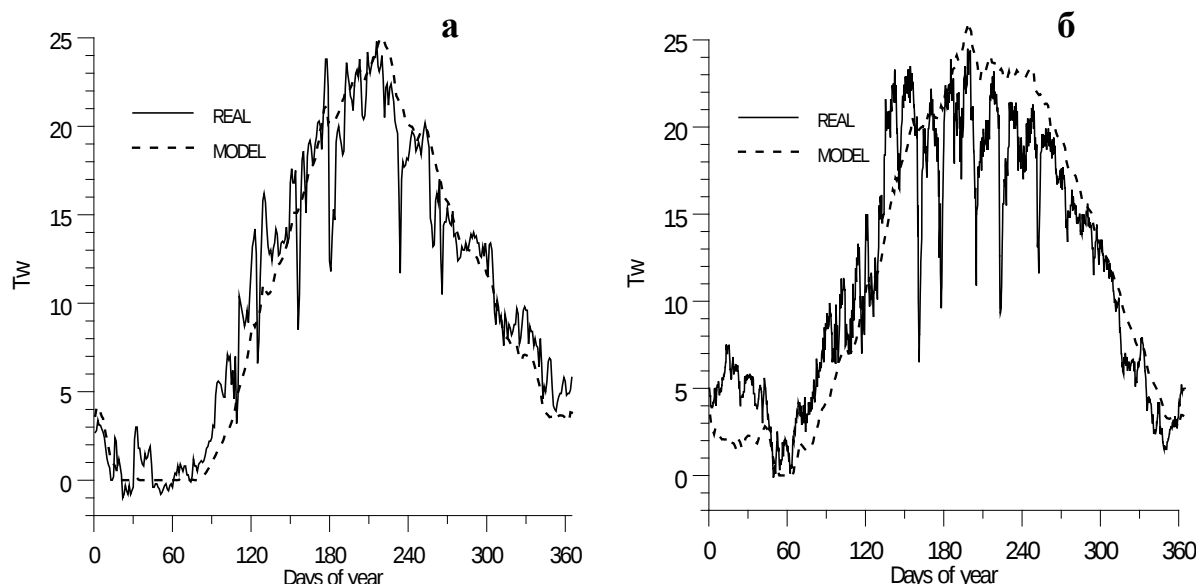


Рис. 3.5 Измеренный (сплошная кривая) и рассчитанный в 1-мерном варианте модели (пунктир) годовой ход температуры, в °С, поверхностного слоя воды в 1981 (а) и 1983 гг. (б)

Отдельные результаты расчетов для последней декады мая представлены на рис. 3.7 - 3.8. Расчет велся начиная со второй декады марта с усвоением информации о температуре воздуха и термохалинной структуре на открытой морской границе, при неизменных ветровых условиях. Термохалинная стратификация на жидкой границе задавалась подекадно на основе [14], а температура воздуха – с 6-часовой дискретностью по данным 1994 г. Средний за период расчета расход р.Днепр полагался равным $1520 \text{ м}^3/\text{с}$; р.Южный Буг - $80 \text{ м}^3/\text{с}$.

Среди общих закономерностей следует выделить следующие. На большей части акватории в поверхностном слое течения направлены по ветру (рис. 3.7.а). Исключение составляет область языка распресненных вод над Одесской банкой, где в весенний период доминирует термохалинная составляющая течений. При юго-восточном ветре термохалинные поверхностные течения в области языка распресненных вод компенсируют ветровые течения (рис. 3.7.б), поэтому интенсивность результирующей циркуляции вод меньше, чем при учете только ветровой

составляющей течений. В придонном слое южной, относительно глубокой части расчетной области формируется компенсационное течение со знаком завихренности обратным поверхностной циркуляции (рис. 3.7.3). Отмечается существенный вклад баротропной составляющей в общую структуру поля течений, что обусловлено морфологическими особенностями бассейна.

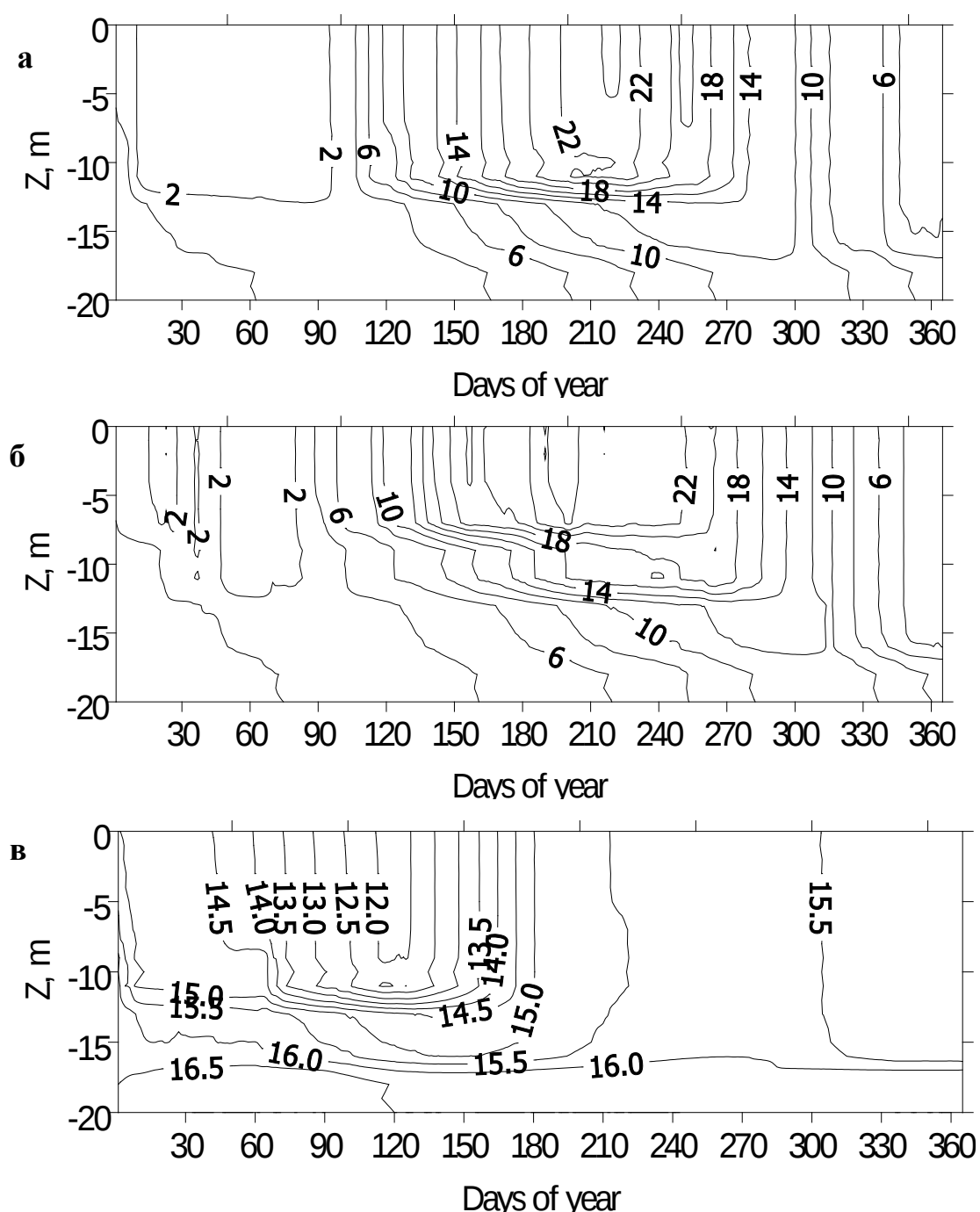


Рис. 3.6 Рассчитанная в 1-мерном варианте модели по метеорологическим данным внутригодовая изменчивость вертикального распределения

температуры воды T , °C (а – 1981 г., б – 1983 г.) и солёности S , ‰ (в – 1981 г.)

При ослаблении силы ветра увеличивается прогрев и распреснение поверхностного слоя (рис. 3.8). Температура воды в Днепровско-Бугском лимане и прилегающей акватории моря в апреле-мае всегда выше на несколько градусов, чем в остальной части расчетной области, что соответствует данным наблюдений, приведенным в [14]. Пространственная структура и интенсивность ветровой составляющей циркуляции вод в Одесском регионе СЗЧМ близка к рассчитанной в [99] по независимой модели.

Полученное с помощью вышеописанной модели распространение языка распресненных вод от Днепровско-Бугского лимана хорошо согласуется с данными наблюдений, представленными в [9]. Согласно климатическим данным ГМС Одесса-порт [21], средняя солёность вод в апреле-мае в этом районе составляет 12,8 и 11,7 ‰, соответственно, что также согласуется с результатами расчетов (рис. 3.8), полученными для юго-восточного ветра, повторяемость которого в весенний период составляет 22 - 25 %.

Третья серия численных экспериментов заключалась в моделировании формирования термохалинной структуры и изменчивости циркуляции вод в весенне-летний период (март - август), с усвоением данных ежесрочных 6 - часовых наблюдений за температурой воздуха, скоростью и направлением ветра, выполненных на ГМС Одесса-порт в 1986 г. Расчетная область была несколько расширена на юг (72×38 узлов с шагом 2000 м), для учета пресного стока р. Днестр (рис. 3.4). При расчетах расходы реки Днепр в весенний период увеличивались с $1300 \text{ м}^3/\text{с}$ в марте до $3300 \text{ м}^3/\text{с}$ в мае, реки Днестр – со $195 \text{ м}^3/\text{с}$ в марте до $320 \text{ м}^3/\text{с}$ в июне, а расход р. Южный Буг наоборот уменьшался с $200 \text{ м}^3/\text{с}$ в марте до $80 \text{ м}^3/\text{с}$ в мае. К концу августа расходы всех рек уменьшались от указанных значений до $690 \text{ м}^3/\text{с}$ для Днепра, $185 \text{ м}^3/\text{с}$ для Днестра и $50 \text{ м}^3/\text{с}$ для Южного Буга.

Результаты расчетов циркуляции вод, температуры и солёности воды в поверхностном слое в весенне-летний период 1986 г. приведены на рис. 3.9–3.14. Рисунок 3.15 иллюстрирует вертикальную структуру течений в один из дней расчета. Для изучения влияния ветровых условий на изменчивость термохалинной структуры вод исследуемой акватории, выполнялся также расчет с усвоением среднесуточных значений данных наблюдений за ветром в 1981 году, который характеризовался интенсивной ветровой деятельностью на протяжении всего весенне-летнего периода. При этом использовались данные об изменчивости температуры воздуха за 1986 г. Выборочные результаты расчетов представлены на рис. 3.16, 3.17, 3.18.б.

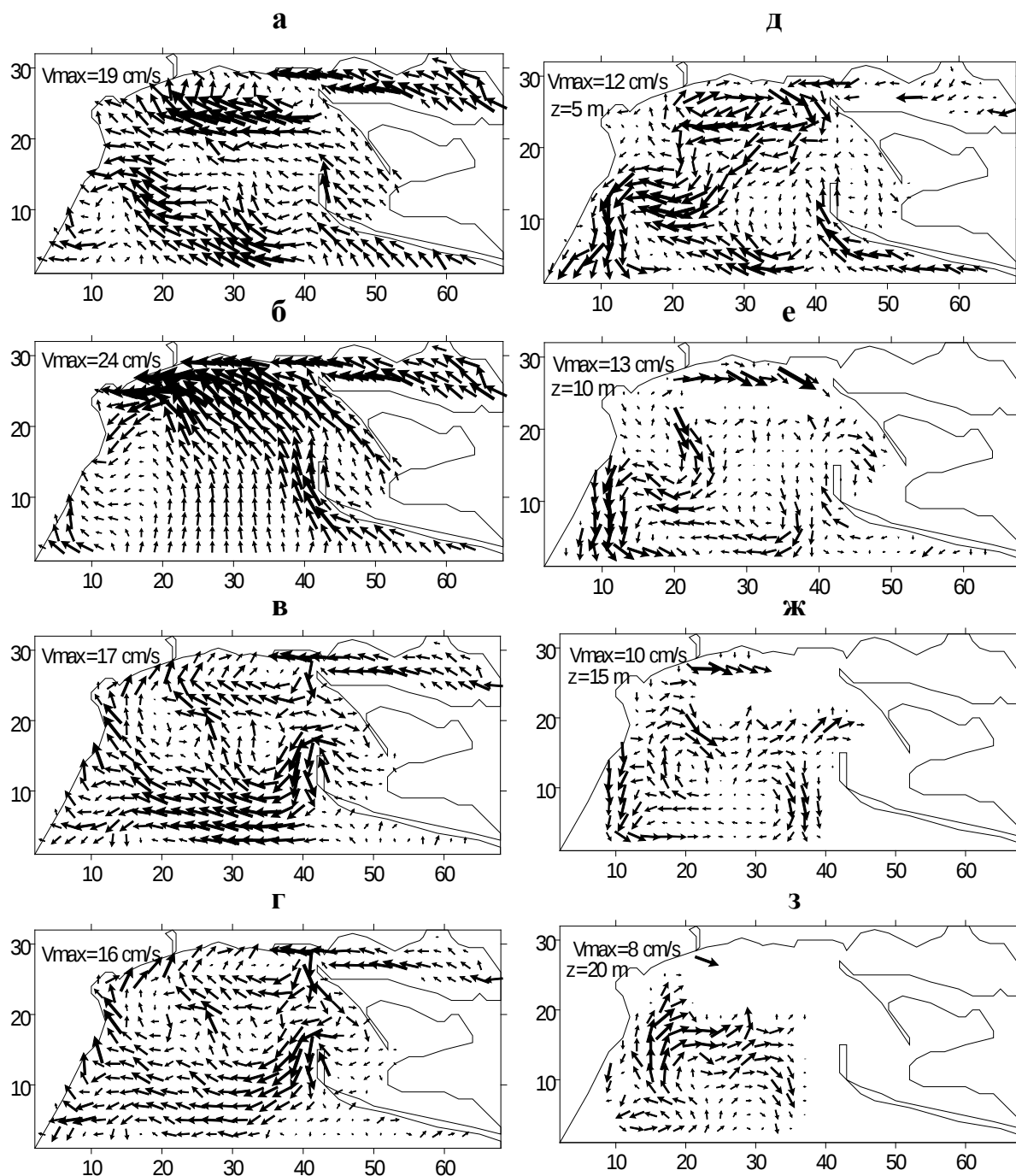


Рис. 3.7 Рассчитанные по модели поля векторов течений, соответствующие последней декаде мая: поверхностный слой – суммарные течения при ЮВ ветре силой 7 м/с (а); ветровые течения при ЮВ ветре силой 7 м/с (б); суммарные течения при ЮВ ветре силой 3 м/с (в); термохалинные и стоковые течения при отсутствии ветра (г);

суммарные течения при ЮВ ветре силой 7 м/с на горизонтах: 5 (д), 10 (е), 15 (ж), 20 (з) м

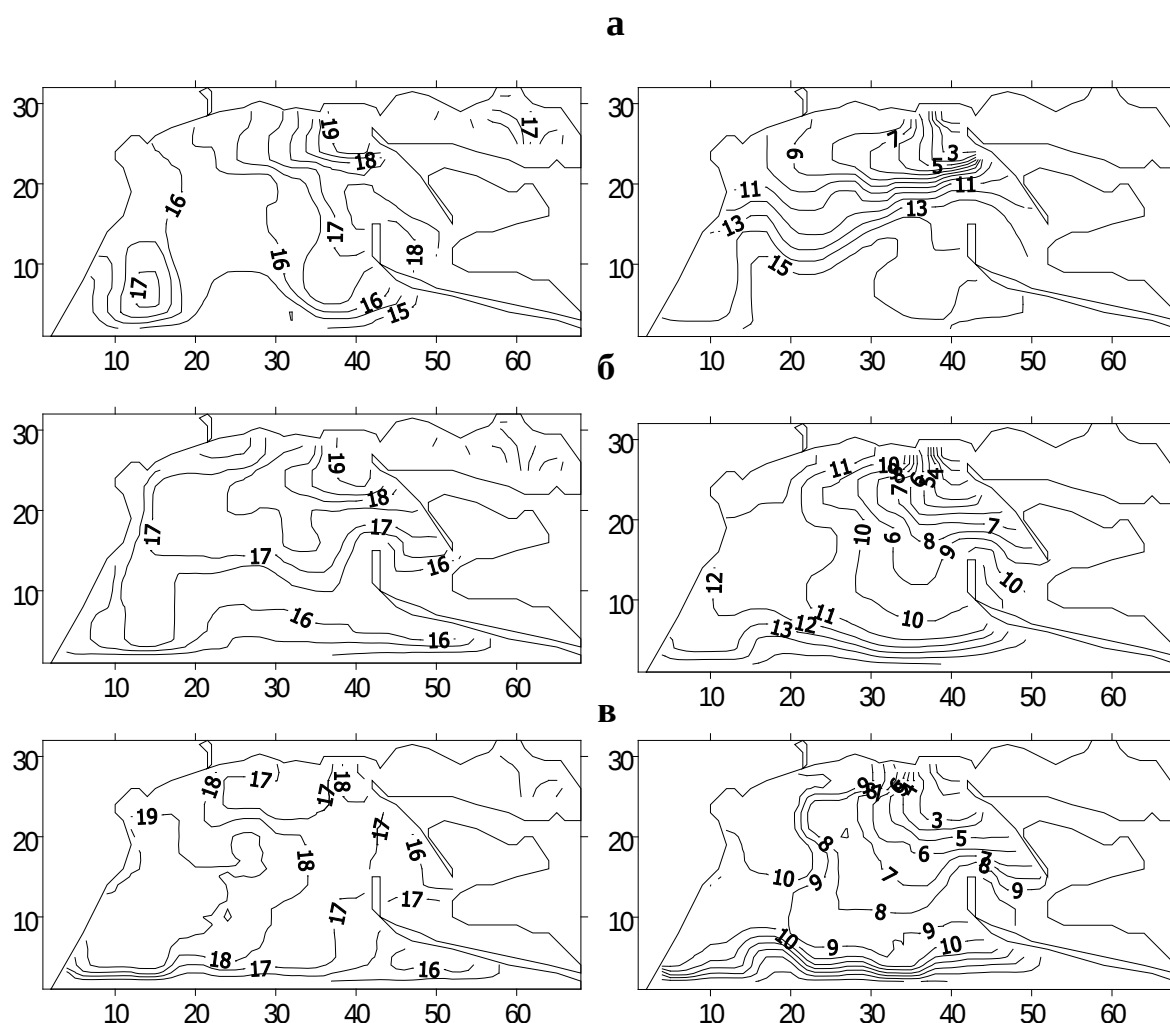


Рис. 3.8 Рассчитанное по модели распределение температуры (слева) и солености (справа) воды в поверхностном слое в последнюю декаду мая при ЮВ ветре силой 7 (а); 3 (б); 0 м/с – штиль (в)

Моделирование циркуляции вод показало, что в весенний период (рис. 3.9), когда влияние пресного стока на структуру течений в поверхностном слое максимально, характерной является следующая картина: после выхода из Днепроовско-Бугского лимана поток, следуя за 10-метровой изобатой, поворачивает на юг и раздваивается у западного побережья Кинбурнской косы на две струи. Одна струя направляется на запад вдоль Одесской банки и при достижении ее западного склона

раздваивается на ветвь, поворачивающую на запад вдоль Днепровского желоба и замыкающую антициклонический вихрь в районе банки, и вторую ветвь, направленную к мысу Большой Фонтан.

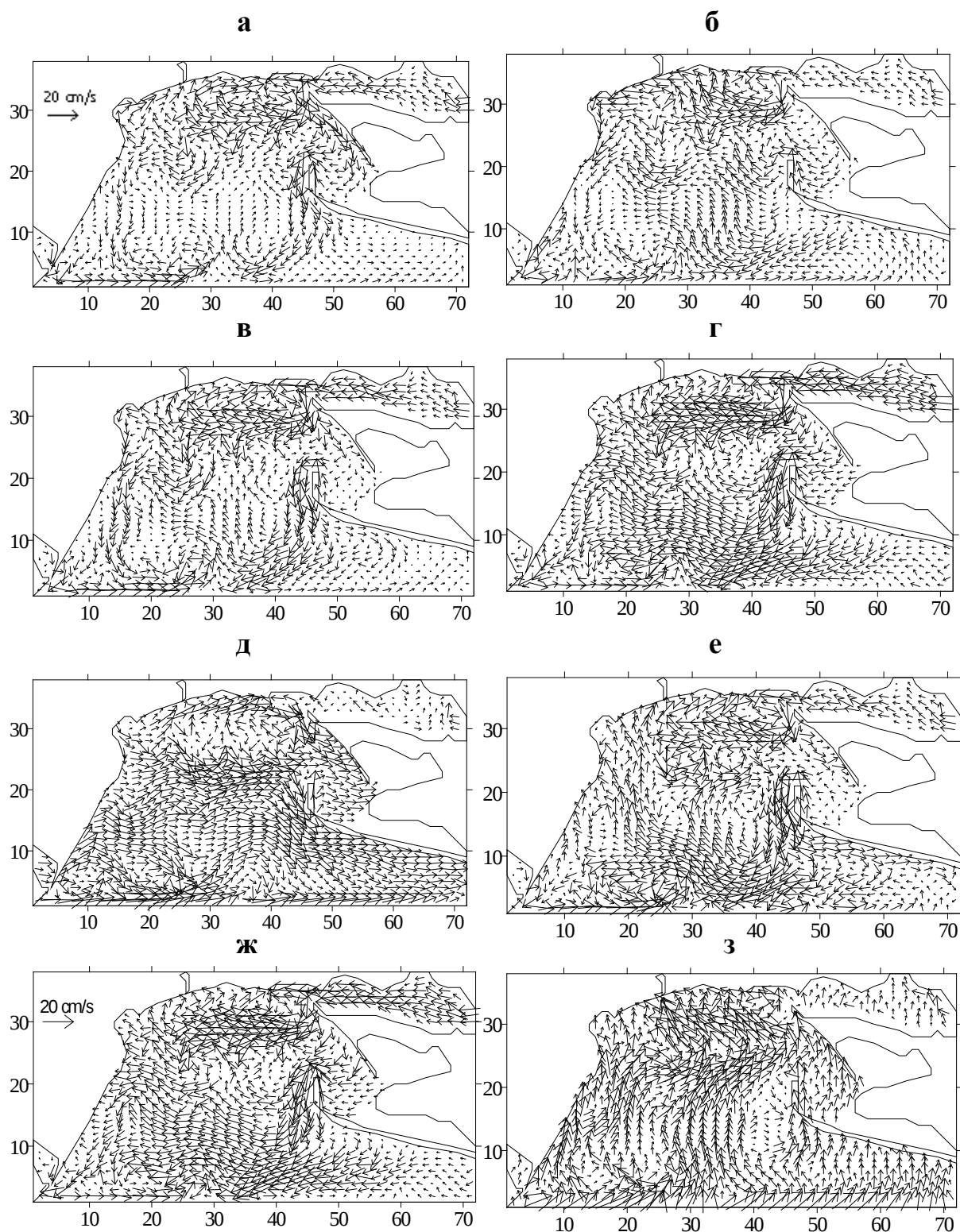


Рис. 3.9 Рассчитанные по модели поля векторов поверхностных течений, соответствующие датам: а) 10.04.86, б) 20.04.86, в) 30.04.86, г) 10.05.86, д) 20.05.86, е) 30.05.86, ж) 10.06.86, з) 20.06.86. Шаг расчетной сетки $\Delta x = \Delta y = 2000$ м

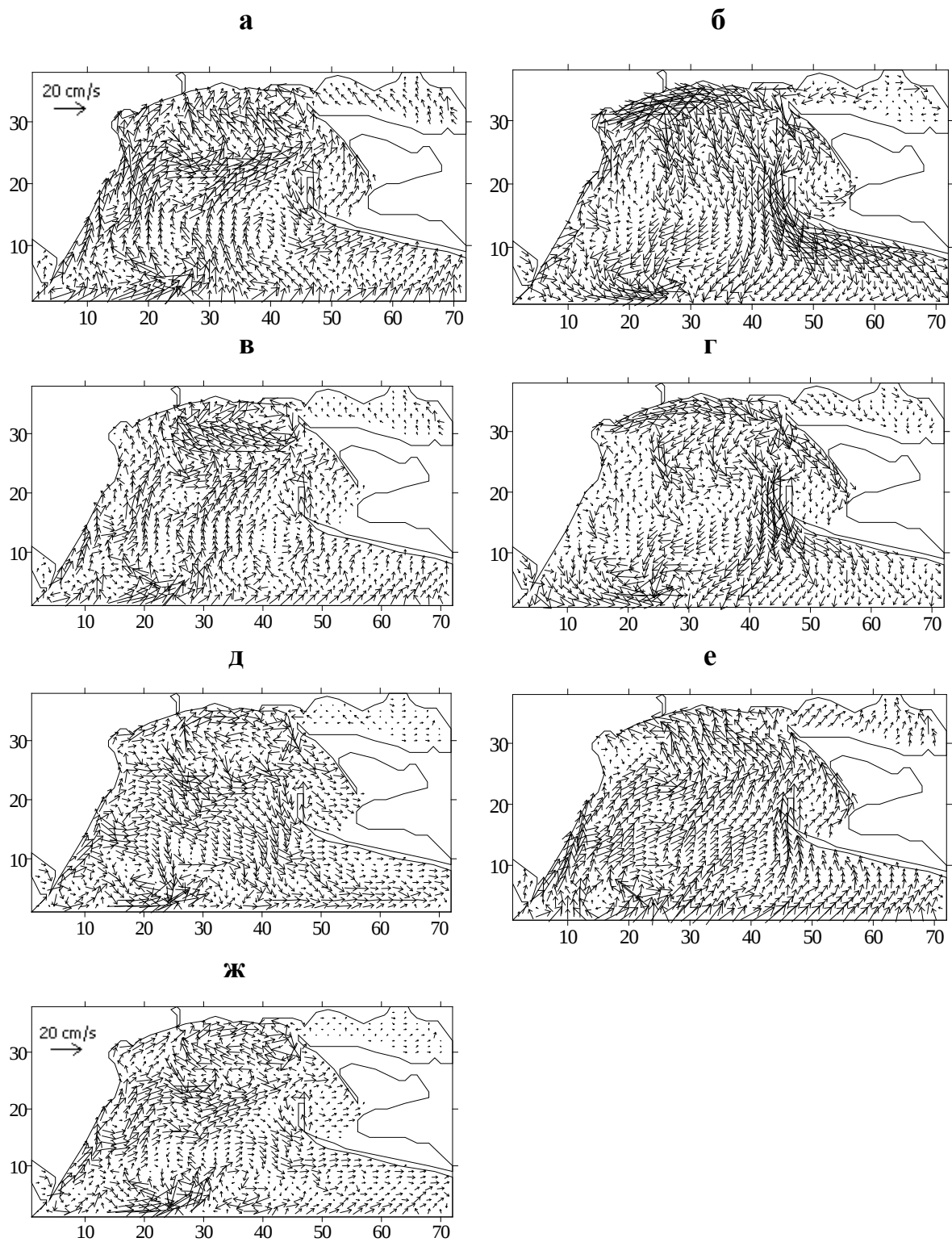


Рис. 3.10 Рассчитанные по модели поля векторов поверхностных течений, соответствующие датам: а) 30.06.86, б) 10.07.86, в) 20.07.86, г) 30.07.86, д) 10.08.86, е) 20.08.86, ж) 30.08.86

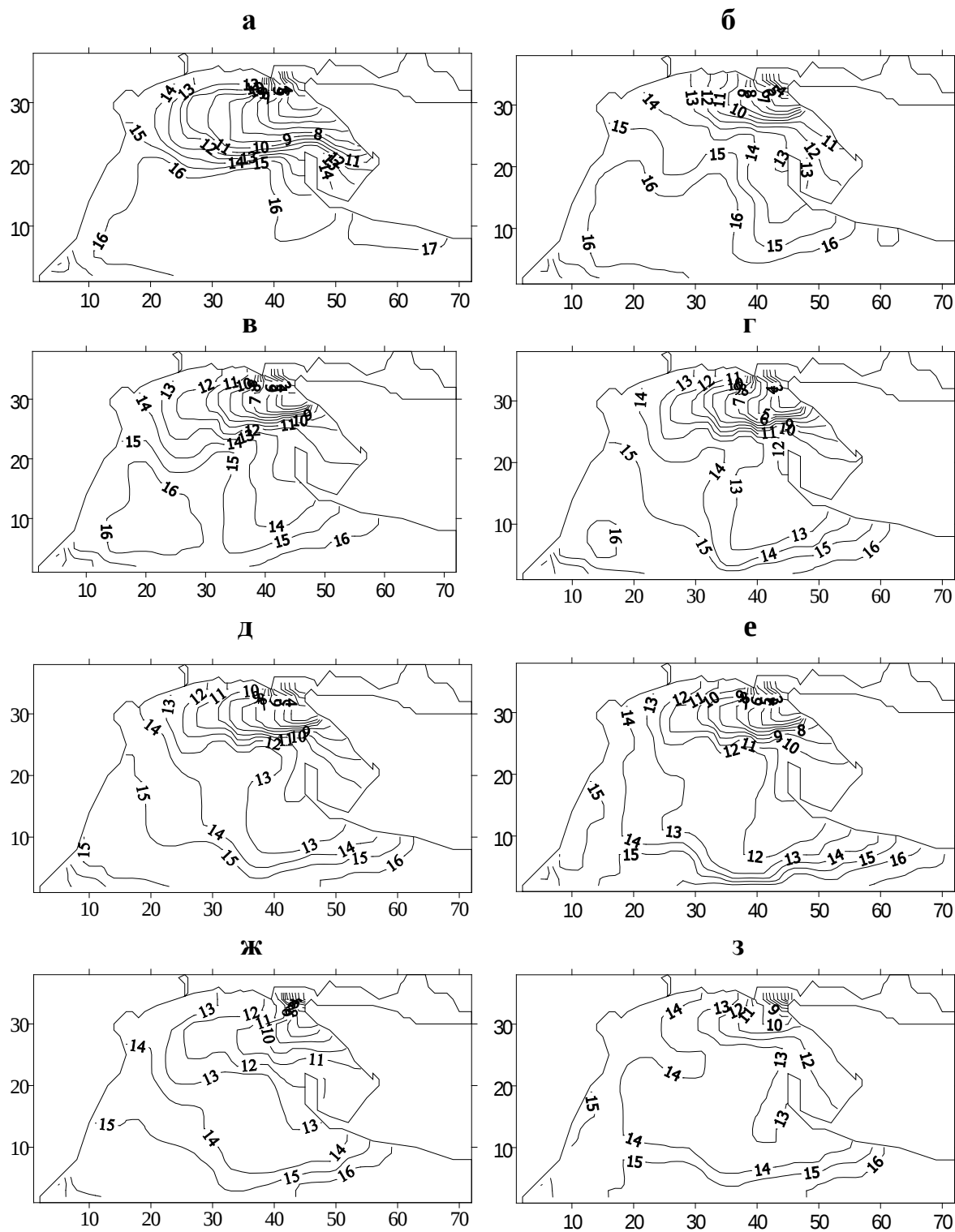


Рис. 3.11 Рассчитанные по модели поля солёности поверхностного слоя воды, в ‰, относящие к датам: а) 10.04.86, б) 20.04.86, в) 30.04.86, г) 10.05.86, д) 20.05.86, е) 30.05.86, ж) 10.06.86, з) 20.06.86

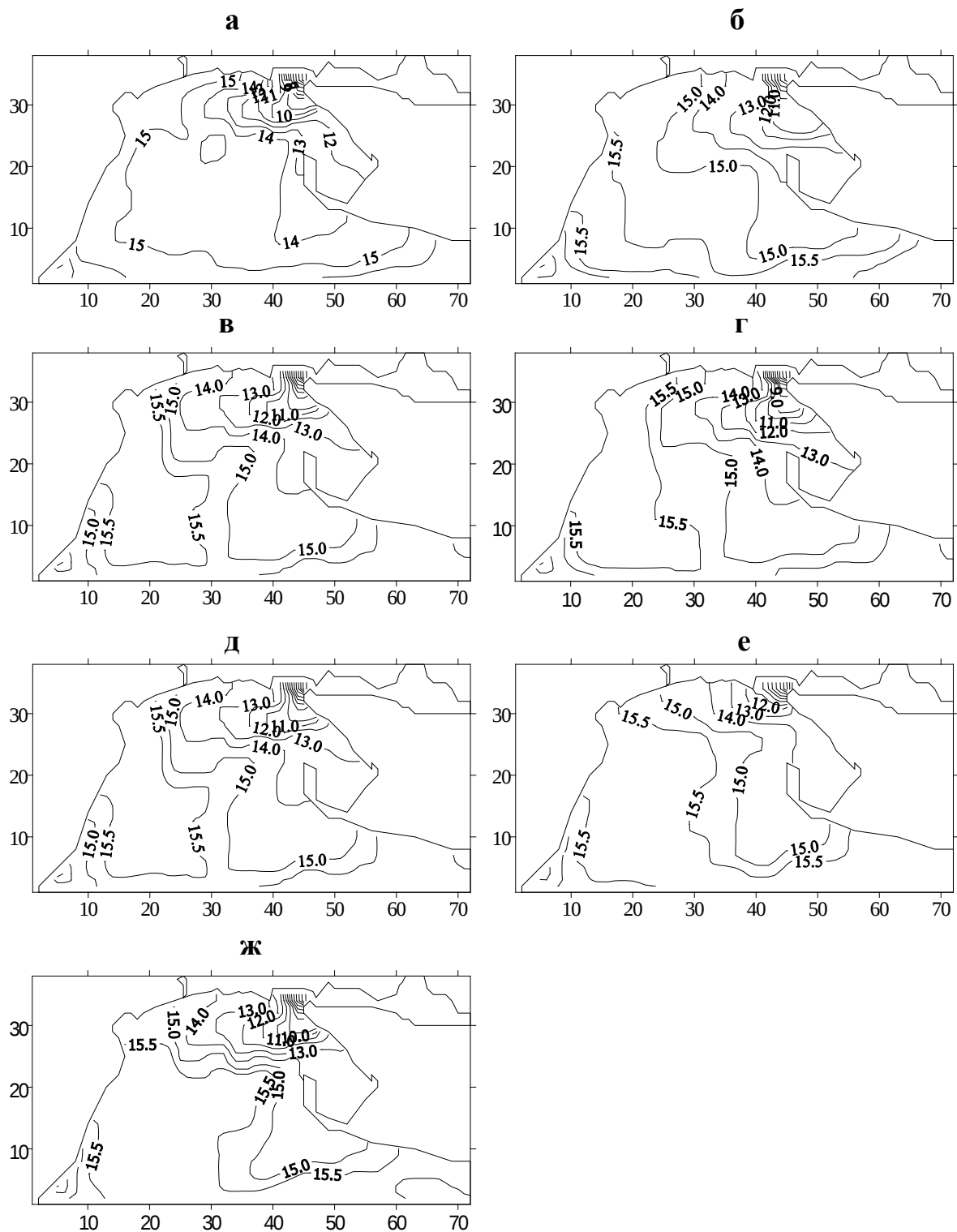


Рис. 3.12 Рассчитанные по модели поля солёности поверхностного слоя воды, в ‰, относящие к датам: а) 30.06.86, б) 10.07.86, в) 20.07.86, г) 30.07.86, д) 10.08.86, е) 20.08.86, ж) 30.08.86

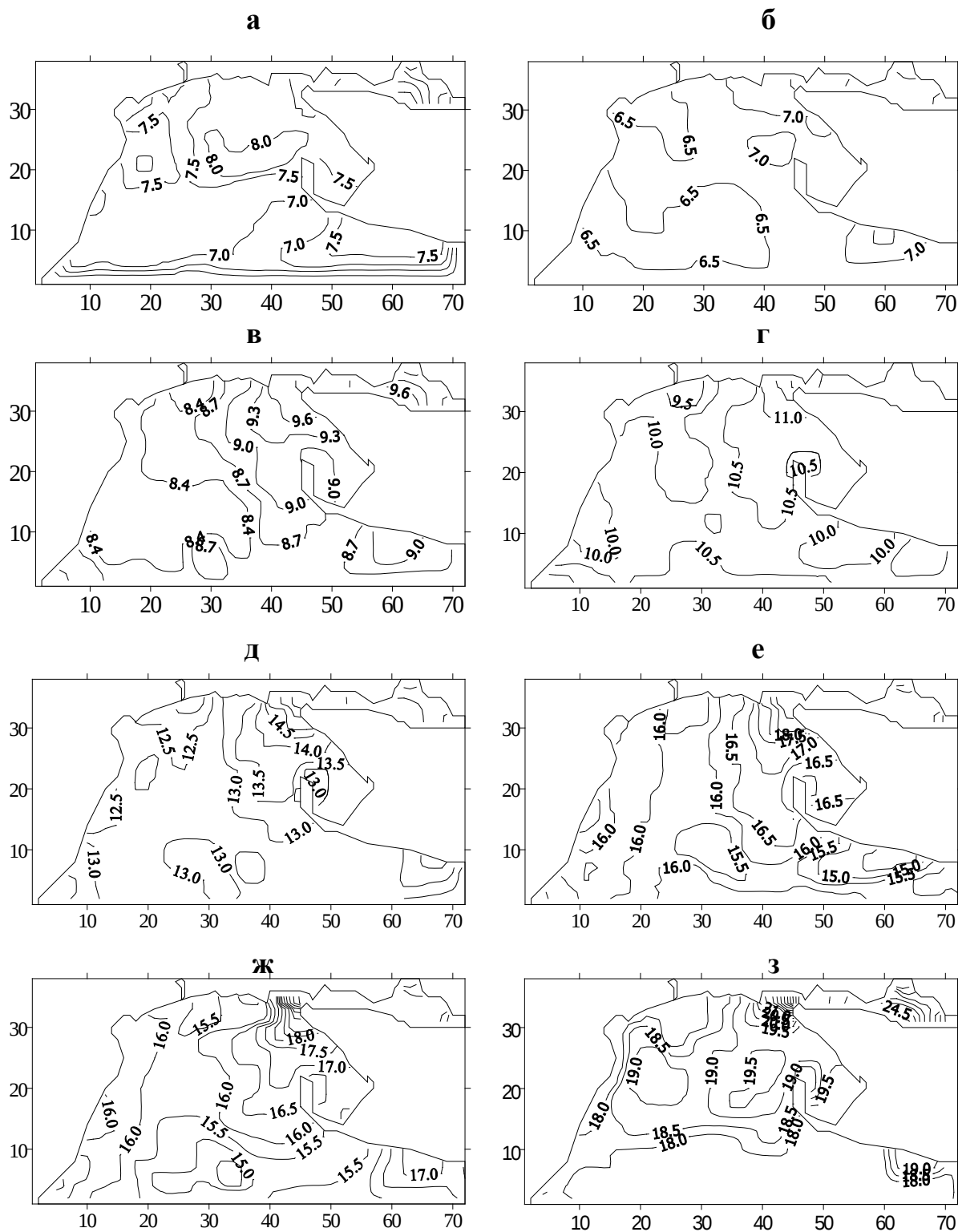


Рис. 3.13 Рассчитанные по модели поля температуры поверхностного слоя воды, °С, относящиеся к датам: а) 10.04.86, б) 20.04.86, в) 30.04.86, г) 10.05.86, д) 20.05.86, е) 30.05.86, ж) 10.06.86, з) 20.06.86

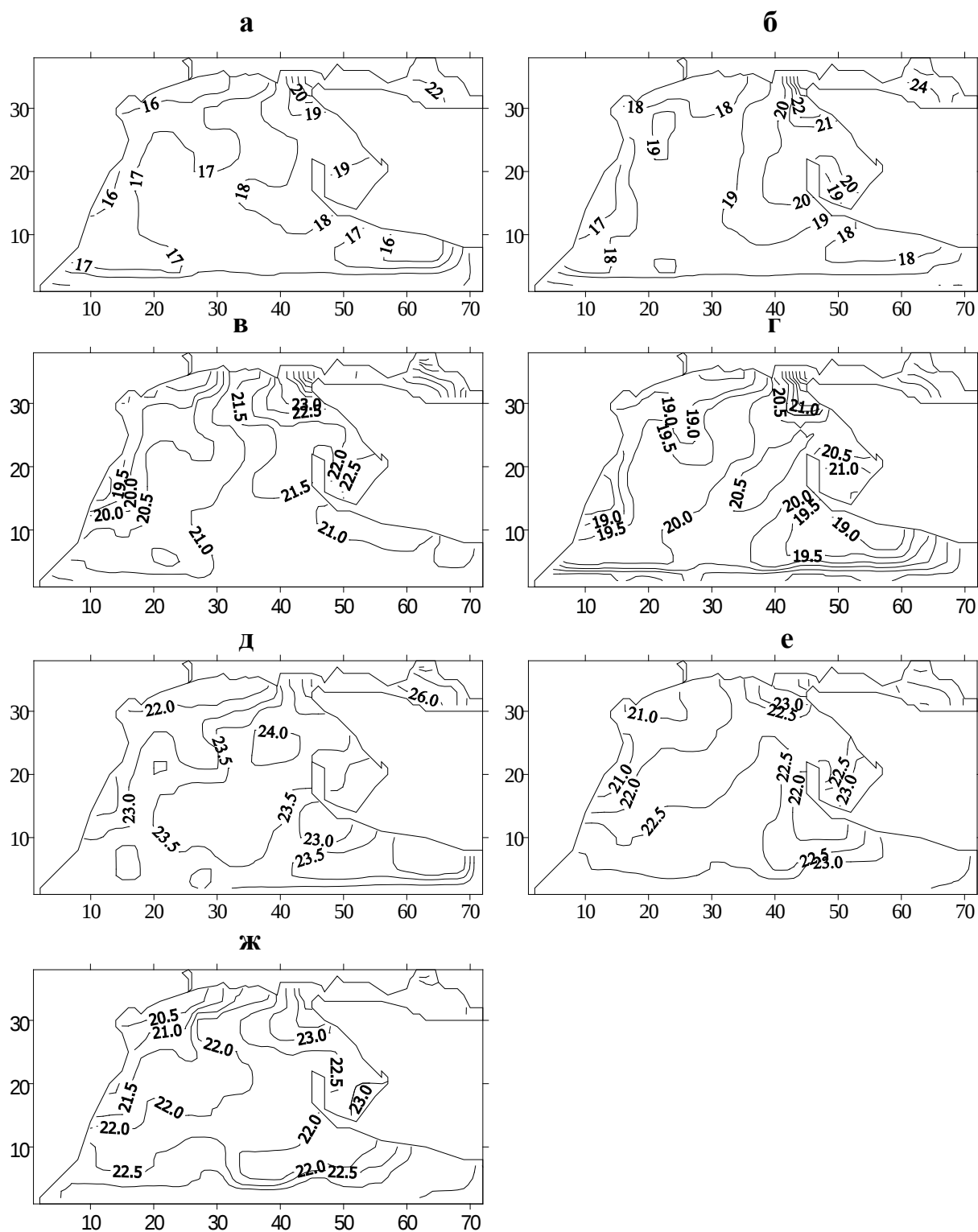


Рис. 3.14 Рассчитанные по модели поля температуры поверхностного слоя воды, °С, относящие к датам: а) 30.06.86, б) 10.07.86, в) 20.07.86, г) 30.07.86, д) 10.08.86, е) 20.08.86, ж) 30.08.86

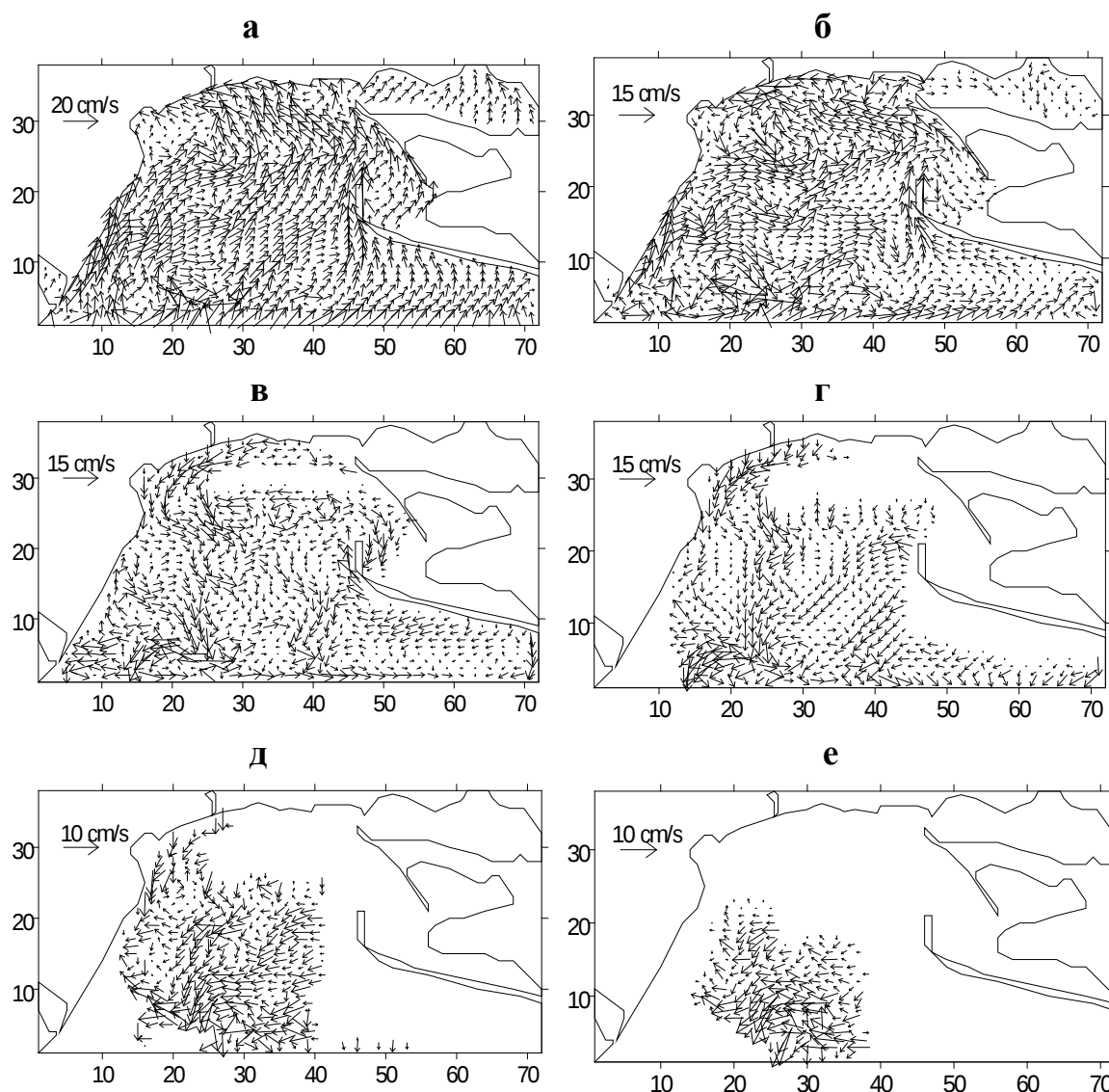


Рис. 3.15 Рассчитанные по модели поля векторов горизонтальных течений, соответствующие 20 августа 1986 г., на горизонтах : а) 0; б) 5; в) 10; г) 15; д) 20; е) 25 метров

Вторая струя потока, выходящего из Кинбурнского пролива, сразу движется на юг и огибая северную оконечность Тендровской косы поворачивает на юго-запад к центру южной границы расчетной области, а затем поворачивает на северо-запад в направлении м. Большой Фонтан. Таким образом, на акватории моря восточнее м. Большой Фонтан наблюдается конвергенция двух потоков, движущихся с северо – востока и юго – востока. Далее, в зависимости от преобладающих ветров, этот объединенный поток может двигаться на юг вдоль западного побережья, либо разделяться на северную и южную ветви.

Вышеописанная структура течений разрушается под действием сильных ветров, когда во всей расчетной области начинает доминировать ветровая составляющая результирующих течений (рис. 3.9.д, 3.16).

Распределение солёности в поверхностном слое весной (рис. 3.11) хорошо согласуется с особенностями поля поверхностных течений в этот период. Выделяются два языка распресненных вод, распространяющихся от Днепровско-Бугского лимана. Первый, более ярко выраженный, направлен вдоль Одесской банки в сторону Одессы, а второй - на юг вдоль Тендровской косы. При сильных и продолжительных ветрах с восточной составляющей, как, например, весной 1981 г., направленный к Одессе язык становится доминирующим и расширяется до Тендровской косы, фактически поглощая южный – юго-западный поток распресненных вод (рис. 3.17). Влияние пресного стока р. Днестр прослеживается лишь в локальной области моря вблизи Днестровского лимана.

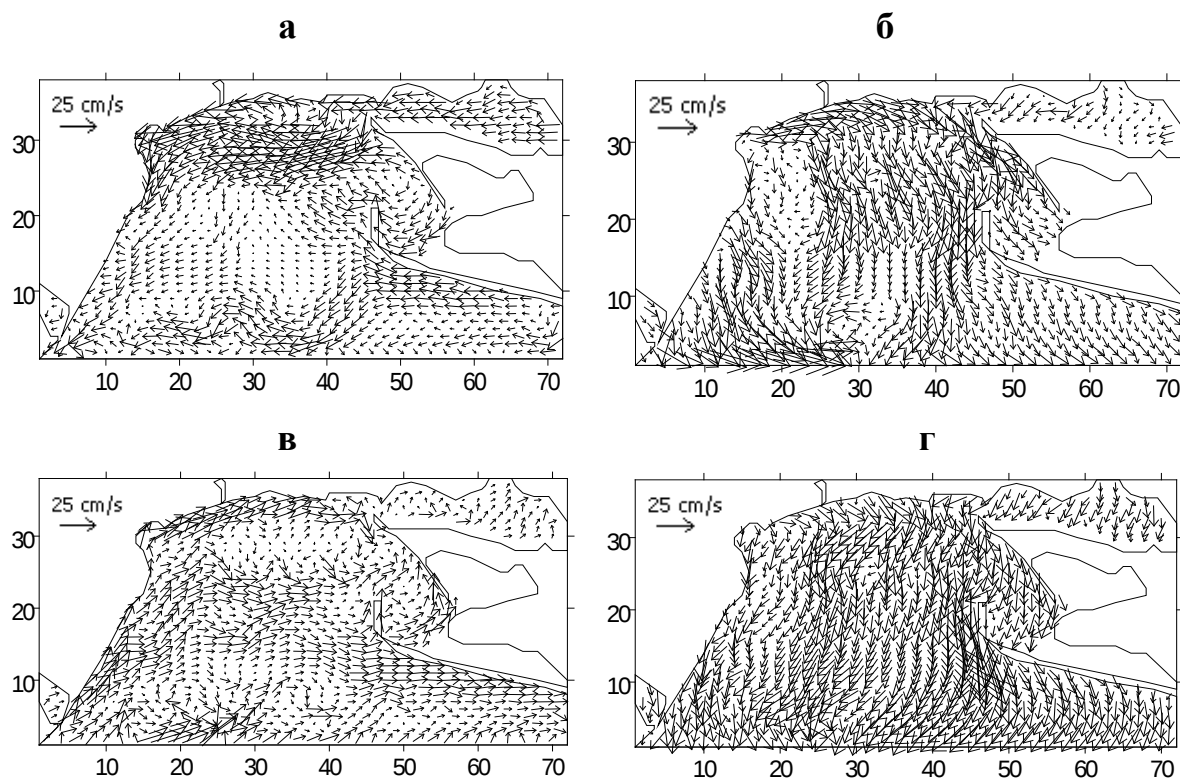


Рис. 3.16 Рассчитанные по модели поля векторов поверхностных течений, соответствующие датам: а) 30 апреля, б) 20 мая, в) 20 июля; г) 10 августа. Ветровые условия 1981 г.

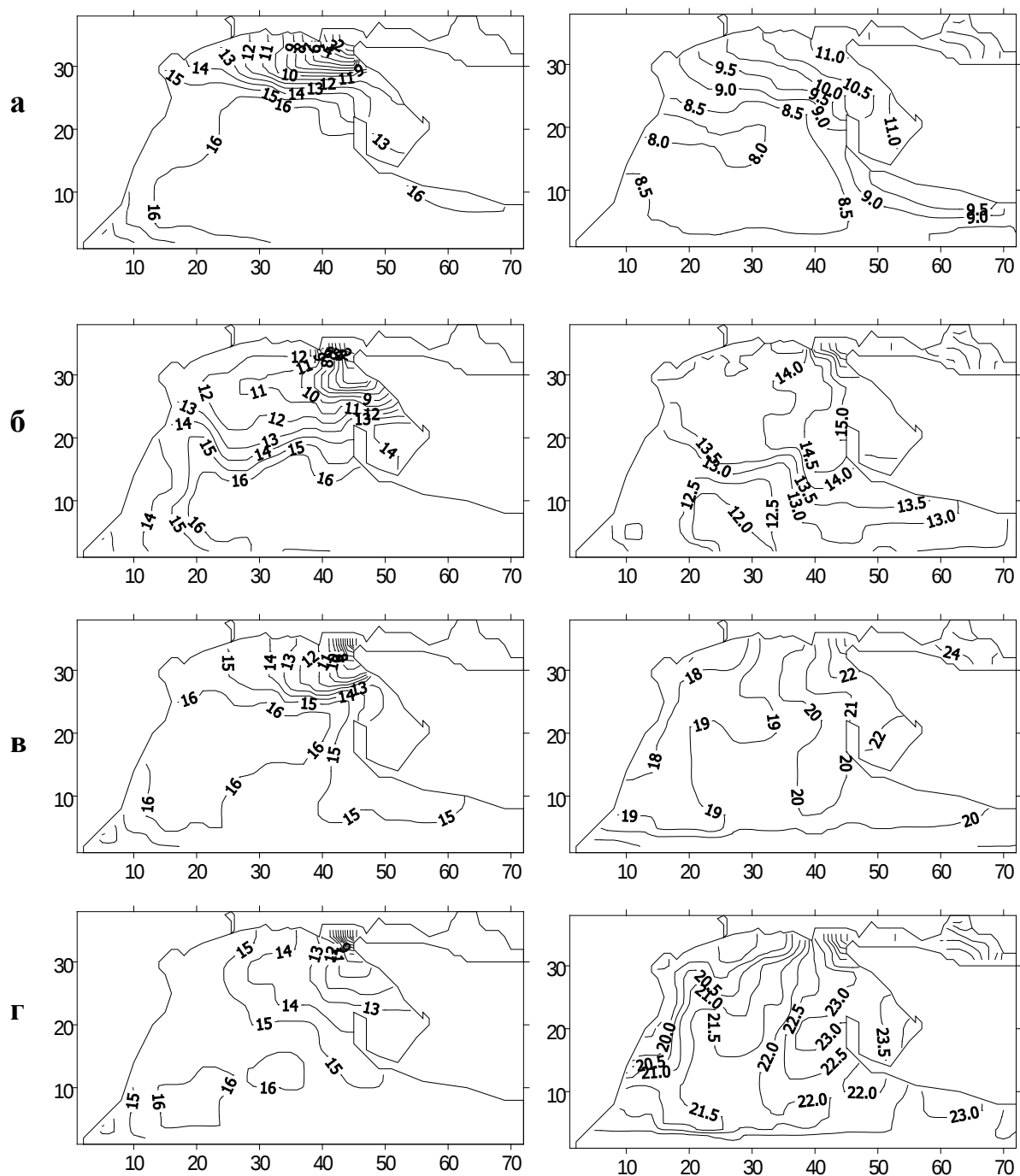


Рис. 3.17 Рассчитанные по модели поля солёности (слева) и температуры (справа) поверхностного слоя воды, относящие к датам: а) 30 апреля, б) 20 мая, в) 20 июля; г) 10 августа. Температура воздуха за 1986 г., ветровые условия 1981 г.

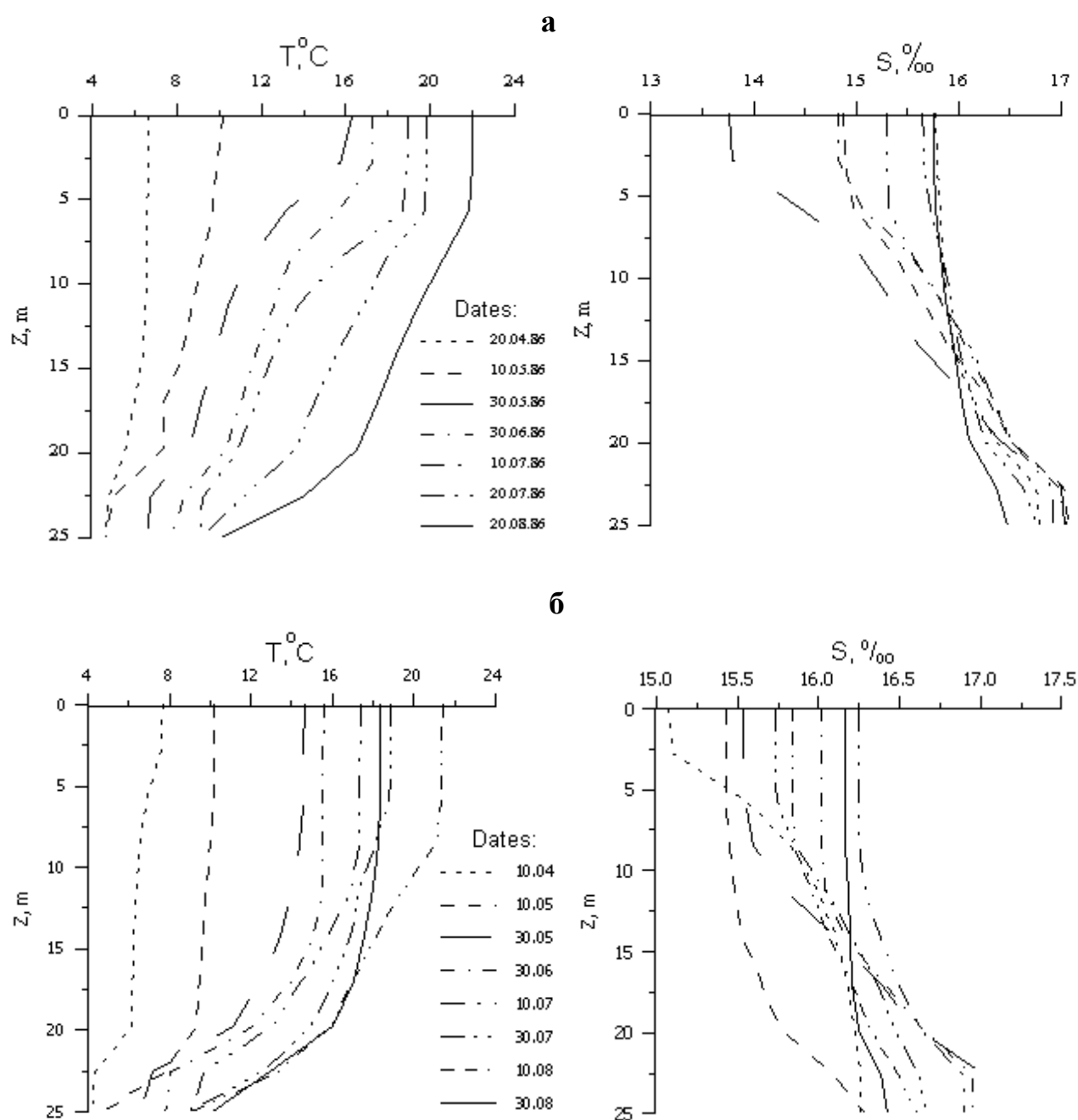


Рис. 3.18 Изменчивость вертикального распределения температуры (слева) и солености (справа) воды в точке (20; 22) при расчетах с усвоением метеоинформации по данным ГМС Одесса: а) температура воздуха и ветер за 1986 г.; б) температура воздуха за 1986 г., ветровые условия 1981 г. Приведенные кривые соответствуют указанным датам в период с марта по август

В летний период года речной сток ослабевает, вследствие чего вклад термохалинной составляющей в общую структуру течений становится значительно меньше, чем весной. В этот период года доминируют ветровые течения, поэтому стационарные вихревые структуры в поле поверхностных течений не прослеживаются, их генеральная структура становится более однородной, а направление течений, в целом, определяется направлением ветра (рис. 3.10; 3.16). Ядро трансформированных речных вод Днепра и Южного Буга локализуется в пределах восточной половины Одесской банки (рис. 3.12; 3.17).

Результаты моделирования весенне-летнего прогрева поверхностной водной массы и изменчивости пространственного распределения поверхностной температуры воды показали (рис. 3.13; 3.14; 3.18), что модель правильно описывает сезонный ход температуры воды, формирование и разрушение сезонного термоклина. Из рисунков видно, что весной распресненные воды прогреваются больше, чем морские [14]. В летний период в Одесском регионе СЗЧМ отмечается прибрежный апвеллинг, сопровождающийся понижением температуры воды поверхностного слоя в прибрежной зоне моря.

На рис. 3.18 приведена эволюция в период с марта по август, рассчитанных с помощью модели вертикальных профилей температуры и солености в точке с координатами $42^{\circ} 23'$ с.ш.; $30^{\circ} 53'$ в.д. (узел (20; 22) расчетной сетки, рис. 3.4), расположенной в Одесском регионе СЗЧМ на удалении ≈ 16 км от мыса Большой Фонтан в сторону моря. Обращает на себя внимание образование ВКС в летний период года. Глубина нижней границы ВКС колеблется от 5 до 10 метров в зависимости от силы ветра. В придонном слое температура воды возрастает за расчетный период с 4 до 12°C , тогда как на поверхности – с 4 до 22°C , что согласуется с данными натурных наблюдений [14, 34].

Заключение к главе 3

Гидродинамический блок модели качества вод шельфовых экосистем представляет собой трехмерную прогностическую гидродинамическую модель, реализованную в криволинейной по вертикали системе координат, с использованием неявных конечно-разностных схем. Модель оснащена блоком усвоения гидрометеорологической информации на границах расчетной области и позволяет воспроизводить пространственно-

временную изменчивость термохалинной структуры вод, полей примеси, трехмерного поля течений и интенсивности турбулентного обмена на временных отрезках от нескольких суток до годового цикла в акваториях морского шельфа со сложными морфологическими и гидрологическими характеристиками. Имеется возможность выделения ветровой, термохалинной, приливной и стоковой составляющих суммарных течений путем оперативного изменения, с помощью управляющих ключей, числа учитываемых факторов. При работе с моделью, учет термохалинной структуры вод может производиться как в прогностическом, так и в диагностическом режиме.

Математическая структура модели позволяет использовать ее для шельфовых морских акваторий, отдельные участки которых имеют подсеточный масштаб в одном из горизонтальных направлений (устья рек, узкие проливы, каналы и т.п.), а также значительные участки мелководья и свала глубин.

Базовая гидродинамическая модель дополнена блоком переноса примеси, позволяющим одновременно описывать распространение в 3-мерном пространстве до 15 неконсервативных элементов, обладающих различными свойствами.

Приведенные в работе результаты расчетов эволюции термохалинной структуры и циркуляции вод в Днепровско-Бугском приустьевом и Одесском районах СЗЧМ в весенне-летний период, выполненные с помощью вышеописанной гидродинамической модели, показали, что модель адекватно отражает особенности изменчивости термохалинной структуры и циркуляции вод исследуемой акватории.

Указанные вычислительные свойства гидродинамической модели определяют возможность ее использования в качестве базового гидродинамического блока модели качества вод шельфовых морских экосистем.

ГЛАВА 4

МАТЕМАТИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ХИМИКО-БИОЛОГИЧЕСКОГО БЛОКА МОДЕЛИ КАЧЕСТВА ВОД

Химико-биологический блок модели качества вод шельфовых морских экосистем складывается из двух частей:

- блока самоочищения, в котором рассчитывается убыль концентрации загрязняющего вещества в каждой локальной точке пространства в результате совокупного действия различного рода физико-химических, химических, биохимических и биологических процессов, протекающих в морской среде;
- блока эвтрофикации, представляющего собой систему взаимообусловленных дифференциальных уравнений, которые описывают биогеохимические циклы биогенных элементов, продукцию и деструкцию органического вещества, трофические связи и динамику кислорода в локальной точке водной среды.

По сути, блок самоочищения представляет собой набор функциональных зависимостей, описывающих скорости процессов деградации и деструкции загрязняющих веществ в морской среде.

Блок эвтрофикации имеет более сложную математическую структуру, поскольку фактически представляет собой модель функционирования водной экосистемы с высокой степенью агрегированности ее биотических составляющих. В нем рассматриваются как прямые, так и обратные связи между биотическими и абиотическими элементами экосистемы при обязательном условии выполнения законов сохранения вещества и энергии.

При сохранении общих принципов построения, конкретная математическая структура и комплексность блока эвтрофикации модели качества вод, создаваемой для исследуемой морской акватории, имеет свои индивидуальные особенности, обусловленные морфологическими характеристиками бассейна, спецификой формирования гидрологического и гидрохимического режимов вод, а также, во многих случаях, полнотой данных мониторинга о типичных значениях и изменчивости моделируемых показателей качества вод, влияющих на них природных и антропогенных факторов. Поэтому модели эвтрофикации, разрабатываемые и применяемые для различных морских акваторий, могут отличаться между собой по числу учитываемых в модели переменных состояния экосистемы и степени детализации в описании отдельных химико-биологических процессов.

В этой главе приведено подробное описание математической структуры блоков (моделей) эвтрофикации, разработанных авторами для различных морских водоемов Карибского побережья Колумбии и Днепровско-Бугского приустьевых района северо-западной части Черного моря. Использование каждого из этих блоков предъявляет свои требования к исходной информации, которая должна быть получена в ходе реализации экологического мониторинга моделируемых объектов. Кроме того, использование блоков эвтрофикации различного уровня сложности и организации, продиктовано необходимостью учета особенностей формирования качества вод исследуемых морских акваторий, уровня их трофности и сапробности, биопродуктивности.

Например, в моделях эвтрофикации разработанных для тропических водоемов Карибского побережья Колумбии не учитывается влияние температуры воды на скорость химико-биологических процессов, поскольку в течение года ее колебания не превышают 3 – 5 °С и сравнимы по амплитуде с суточными колебаниями. В то же время временной шаг в этих моделях принимался равным 1 часу, поскольку существенное влияние на пространственно-временную изменчивость моделируемых переменных оказывают приливо-отливные колебания уровня моря. Косное органическое вещество не разделялось на органические соединения азота и фосфора, поскольку их концентрации не определялись в ходе экологического мониторинга из-за проблем методического характера. Однако, реализованные позднее специальные эксперименты показали [127], что скорости регенерации минеральных соединений азота и фосфора, в условиях свойственных исследуемым тропическим морским акваториям, равны.

Напротив, анализ данных гидрохимического мониторинга в Одесском регионе северо-западной части Черного моря свидетельствует [86], что в водах исследуемой акватории скорости минерализации органических азота и фосфора, а также соотношение между азотом и фосфором в составе аллохтонного и автохтонного органического вещества могут существенно различаться. Для учета этих особенностей, при разработке модели эвтрофикации, фосфорный и азотный циклы были разделены.

Методология и результаты использования моделей качества вод для решения практических задач сохранения и улучшения экологического состояния открытых и ограниченных акваторий шельфовой зоны моря приведены в главе 7.

4.1. Блок самоочищения вод от загрязняющих веществ антропогенного происхождения

Задача самоочищения вод исследуемой акватории моря от загрязняющих веществ антропогенного происхождения является корректной в случае локального характера источника загрязнения и отсутствия в водной среде естественных значимых источников поступления загрязняющих веществ. Первое условие означает, что влияние источника загрязнения на качество вод и функционирование экосистемы прослеживается лишь в локальной области, пространственные масштабы которой во много раз меньше исследуемой морской акватории. Примером загрязняющих веществ (ЗВ) удовлетворяющих второму условию могут служить нефть и нефтепродукты, синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ), фенолы, тяжелые металлы и другие токсиканты. Попадая в морскую среду эти вещества вовлекаются в различного рода физические, химические, биологические и смешанные процессы, в результате чего трансформируются в пассивные (по отношению к биотическим составляющим экосистемы) химические элементы и соединения, либо выводятся из водной среды. К рассматриваемому типу ЗВ относится и один из наиболее опасных для человека биологических загрязнителей – патогенные бактерии, которые попадая в морскую среду подвергаются биодеградации.

Таким образом, в задаче самоочищения вод учитываются лишь те природные процессы, которые приводят к диффузии, разрушению и трансформации загрязняющих веществ в водной среде рассматриваемой акватории моря, либо выводу этих веществ за ее пределы. Вторичными источниками ЗВ в водной среде, при решении задачи самоочищения, как правило, пренебрегают, полагая, что они отсутствуют либо их интенсивность несоизмеримо мала по отношению к процессам деградации и распада.

В качестве механизмов, обуславливающих самоочищение вод исследуемой акватории от ЗВ токсического действия, рассматриваются следующие процессы:

- гидродинамические: разбавление загрязняющих субстанций в результате конвективного перемешивания, адвективного переноса и турбулентной диффузии;
- физико-химические: удаление загрязняющих субстанций из водной толщи в результате процессов их сорбции донными отложениями или частицами взвеси, с последующим гравитационным осаждением частиц

на дно водоема; образование труднорастворимых и комплексных соединений; выделение из воды газов и т.д.;

- химические: химическое окисление без участия молекулярного кислорода, фотохимическое окисление;
- биохимические: окисление органических веществ, нитрификация, протекающие при участии бактерий;
- биологические: удаление загрязняющих субстанций из водной толщи в результате поглощения их гидробионтами, биоаккумуляции и последующей биоседimentации при отмирании организмов.

Гидродинамические процессы, приводящие к разбавлению загрязненных вод, отнесены к числу механизмов самоочищения водной среды лишь в том смысле, что они способствуют уменьшению концентраций ЗВ до уровня меньше предельно-допустимых концентраций (ПДК) в водах исследуемой морской акватории. Процессы сорбции ЗВ взвесью и донными отложениями, биоседimentации, хотя и выводят ЗВ из воды, но порождают вторичные источники ее загрязнения. Более полно термину «самоочищение вод» соответствуют процессы химико-биологической природы, которые и описываются в блоке с соответствующим названием.

Роль отдельных факторов в самоочищении природных вод зависит от химической природы сбрасываемых веществ, биомассы микроорганизмов и их функциональной активности, кислородного и температурного режимов, гидрохимических условий (например, значений pH), состава взвешенных веществ, донных отложений и других факторов.

Поскольку в условиях водной среды химические, биологические, биохимические и физико-химические процессы распада загрязняющих веществ тесно взаимосвязаны и протекают одновременно, то наиболее целесообразным для практических расчетов является определение и использование суммарных скоростей превращения (коэффициентов неконсервативности) ЗВ, определяемых в натурных или в максимально приближенных к натурным лабораторных условиях. При этом не производится дифференцированный количественный учет отдельных процессов.

Исходя из вышесказанного, при построении блока самоочищения вод от неконсервативных ЗВ и патогенных микроорганизмов предполагается, что деструкция загрязняющих веществ в водной среде описывается кинетическим уравнением реакции 1-го порядка:

$$F_i = \left. \frac{dC_i}{dt} \right|_{\text{local}} = -K_{ci} C_i \quad (4.1)$$

где F_i – функция неконсервативности примеси в уравнении (1.1); K_{ci} – коэффициент неконсервативности (деструкции) загрязняющего вещества, представляющий собой удельную скорость его трансформации в результате совокупного действия физико-химических, химических, биологических и биохимических процессов, без детализации их вкладов.

Таким образом, коэффициент K_{ci} в уравнении (4.1) является интегральным по отношению к процессам химико-биологической природы и представляет собой функцию свойств водной среды (температуры, солености воды, рН и т.п.). Его значения для конкретных типов ЗВ могут быть взяты из литературных источников, либо определены эмпирическим путем с использованием зависимостей вида:

$$K_{ci} = \frac{1}{t - t'} \ln \frac{C_i^0}{C_i^t}, \quad (4.2)$$

или

$$K_{ci} = \ln 2 / \tau_i, \quad (4.3)$$

где C_i^0 – начальная концентрация загрязняющего вещества i ; C_i^t – его концентрация через время t ; t' – время, в течение которого концентрация C_i^0 практически не изменяется (время адаптации микроорганизмов); τ_i – период полураспада вещества i .

К настоящему времени, в результате проведения различными исследователями специализированных экспериментов, получены достаточно подробные сведения о механизмах и скоростях деструкции таких групп вредных органических веществ, как фенолы, СПАВ, нефтепродукты, хлорорганические соединения и др. [82, 84].

В общем случае, о применимости кинетического уравнения первого порядка для описания процессов деструкции ЗВ в морской среде свидетельствует наличие прямолинейной связи между логарифмической функцией концентрации ЗВ $\lg C_i(t)$ и временем t .

В отдельных случаях, при наличии необходимой информации, коэффициент деструкции K_{ci} может быть записан в мультипликативной форме как функция от определяющих его факторов внешней среды. Например, для описания биодеградации патогенных микроорганизмов группы кишечной палочки (коли-формы (*Coliforms*)) в морской воде в [144, 146] предложена следующая зависимость:

$$K_c^{\text{coli}} = \begin{cases} k_n \lambda_S^{(S)} \lambda_T^{(T-20)}, & \text{в ночное время,} \\ \max(k_n \lambda_S^{(S)} \lambda_T^{(T-20)}, \frac{k_1}{\alpha H} (1 - \exp(-\alpha H))), & \text{в дневное время,} \end{cases} \quad (4.4)$$

где k_n – скорость гибели коли-форм в темноте при температуре воды $T = 20$ °C и солености $S = 0$. ‰ ($k_n \approx 0.8$ 1/сут ≈ 0.033 1/ч); $\lambda_S^{(S)}$, $\lambda_T^{(T-20)}$ – поправочные коэффициенты на термohалинные условия *in situ*, где $\lambda_S = 1.006$ и $\lambda_T = 1.07$, k_1 – средняя скорость гибели коли-форм в поверхностном слое водоема в дневное время, определяемая экспериментальным путем.

Одним из важнейших механизмов самоочищения морской воды от тяжелых металлов является их сорбция частицами взвеси, с последующим гравитационным осаждением на дно акватории. Процесс массообмена между растворенной и взвешенной (т.е. сорбированной частицами взвеси) фракциями загрязняющего вещества описывается с помощью уравнения вида [38]:

$$Q_{\text{sus-w}}^{\text{sorb}} = \nu_{\text{sus-w}} S_{\text{sed}} (k_d C - C_{\text{sus}}), \quad (4.5)$$

где $Q_{\text{sus-w}}^{\text{sorb}}$ – поток сорбции-десорбции ЗВ в системе «вода-взвесь», мг/м³сут; $\nu_{\text{sus-w}}$ – постоянная интенсивности сорбционного обмена в системе «вода - взвесь», 1/сут; k_d – коэффициент равновесного распределения для указанной системы в соответствии с законом Генри; C – концентрация ЗВ в морской воде в растворенной форме, мг/м³; C_{sus} – концентрация ЗВ, адсорбированная частицами взвеси (взвешенная фракция), мг(ЗВ)/мг(взвеси); S_{sed} – концентрация взвеси в морской воде, мг/м³.

При проведении мониторинга и расчетов необходимо разделять растворенную и взвешенную (адсорбированную на взвеси) фракции загрязняющего вещества. Взвешенная фракция, в отличие от растворенной, имеет отличную от нуля скорость гравитационного осаждения, зависящую от плотности и размеров частиц взвеси. Для частиц взвеси, размеры которых не превышают 0.5 мм, эта скорость может быть оценена исходя из закона Стокса:

$$w_g = \frac{gd^2(\rho_s - \rho_w)}{18\mu\rho_w}, \quad (4.6)$$

где ρ_s, ρ_w – плотность взвеси и морской воды, соответственно; d – диаметр частиц взвеси; μ – коэффициент динамической вязкости воды, g – ускорение свободного падения. Массообмен между взвешенной и растворенной фракциями загрязняющего вещества описывается формулой (4.5).

Биодеструкция органических загрязнителей (например, нефтяных и хлорированных углеводородов) протекает при активном участии бактерий. В случае, если биомасса бактерий претерпевает существенные изменения в границах рассматриваемой акватории или в ходе процесса, для ее математического описания может использоваться уравнение кинетики второго порядка, записанное в форме Моно [67]:

$$F_i = \frac{dC_i^{\text{org}}}{dt} = -V_b^m \frac{C_i^{\text{org}} B_b}{E \left(\Pi_{ci}^{\text{org}} + C_i^{\text{org}} \right)}, \quad (4.7)$$

где C_i^{org} – концентрация i -го органического загрязнителя; t – время; B_b – биомасса бактерий; V_b^{opt} – удельная скорость роста бактерий при полной обеспеченности органическим субстратом; E – (экономический) коэффициент выхода, характеризующий изменение биомассы бактерий при изменении концентрации субстрата C_i^{org} ($E = dB_b / dC_i^{\text{org}} \approx \text{const}$); Π_{ci} – константа полунасыщения равная концентрации субстрата, при которой $V_b = V_b^m / 2$.

Уравнение (4.7) содержит биомассу бактерий, которая в свою очередь является функцией концентрации органического субстрата и функциональных характеристик бактерий. Динамика биомассы бактерий в каждой локальной точке пространства в простейшем случае может быть описана дифференциальным уравнением вида:

$$\frac{dB_b}{dt} = V_b^m \frac{C_i^{\text{org}} B_b}{\Pi_i^{\text{org}} + C_i^{\text{org}}} - \mu_b B_b, \quad (4.8)$$

где μ_b – удельная скорость гибели бактерий.

Уравнения (4.7) – (4.8) образуют замкнутую систему, описывающую процесс биодеструкции органического субстрата при участии бактерий. Следовательно, использование в химико-биологическом блоке

самоочищения вод уравнения кинетики второго порядка, в котором учитывается зависимость скорости процесса деструкции загрязняющего вещества от биомассы (концентрации) какого - либо элемента экосистемы, предполагает описание в модели пространственно-временной динамики этого элемента.

При выполнении экспертных оценок, использование блока самоочищения модели качества вод целесообразно в том случае, когда необходимо определить масштабы зоны, в пределах которой уровень загрязнения, обусловленный функционированием одного или нескольких локальных источников загрязнения, превышает значение ПДК; оценить возможность превышения допустимого уровня загрязнения в некоторой точке (или районе) акватории при различных гидрометусловиях и характеристиках сброса загрязненных вод из источников; оценить вклады различных локальных источников в формирование уровня загрязнения в некоторой точке или районе акватории с целью нормирования их сбросов и т.п.

Заканчивая рассмотрение задачи самоочищения вод от ЗВ отметим, что требование локальности источника загрязнения, как условия корректности решаемой задачи, приоритетно при рассмотрении квазиконсервативных (устойчивых к химико-биологической трансформации) ЗВ, когда доминирующим процессом очищения вод рассматриваемой акватории является гидродинамическое разбавление за счет смешения загрязненных вод с относительно чистыми морскими.

4.2. Блок эвтрофикации и кислородного режима вод

В качестве элементов этого блока рассматриваются показатели качества вод морских экосистем, характеризующие уровень их трофности и сапробности. К числу таких показателей относятся: концентрации минеральных соединений биогенных элементов, биомассы фитопланктона и бактерий, концентрация косного органического вещества, содержание кислорода, биохимическое потребление кислорода (БПК, БПК₅).

Число уравнений (1.1), составляющих блок эвтрофикации, должно быть равно числу переменных состояния экосистемы, определяющих качество ее вод, т.е. математическая система должна быть замкнутой.

При построении математической структуры блока эвтрофикации наиболее проблемным является учет роли бактерий в процессах биохимического окисления органического вещества, нитрификации и

денитрификации. Проблема заключается в том, что в этих процессах участвуют различные группы бактерий, отдельный количественный учет которых затруднен методологически и существенно увеличивает стоимость экологического мониторинга исследуемой водной экосистемы. Кроме того, явный учет в балансовых уравнениях всех групп бактерий значительно увеличивает число переменных модели, что порождает вычислительные проблемы при калибровке, верификации и эксплуатации модели. Учитывая, что получаемая в ходе мониторинга информация об изменчивости биомасс и функциональных характеристиках этих групп бактерий весьма неточна, возникает реальная опасность случайности и неадекватности оригиналу результатов модельных расчетов. Поэтому в большинстве прикладных моделей эвтрофикации [5, 18, 80, 118, 128, 129] скорости указанных процессов параметризуются кинетическим уравнением реакции 1-го порядка, т.е. влиянием изменчивости биомассы бактерий на скорость описываемого процесса пренебрегают.

Однако включение бактериопланктона в структуру модели, в качестве одной из ее переменных, имеет и положительные стороны: во-первых, описывается изменчивость одного из наиболее значимых пулов органического вещества в водной экосистеме, что позволяет, в конечном итоге, более точно описать динамику всех элементов экосистемы и качества ее вод в целом; во-вторых, если на исследуемой акватории имеются мощные источники аллохтонной органики и, как следствие, образуются значительные пространственные неоднородности концентрации косного органического вещества, то в этом случае учет бактериопланктона позволяет более точно воспроизвести пространственно-временную изменчивость потока регенерированных при минерализации органического вещества биогенных элементов, который в значительной степени определяет уровень трофности вод. Поэтому имеется достаточно обширный перечень моделей [32, 49, 65, 134, 166], в которых бактериопланктон рассматривается в качестве одного из ключевых биотических элементов экосистемы, определяющих качество ее вод. При этом минерализация органического вещества описывается с помощью уравнения кинетики 2-го порядка.

Математическая структура блока эвтрофикации модели качества вод конкретного водного объекта во многом зависит от специфики решаемых задач и полноты исходной информации об объекте, полученной в ходе экологического мониторинга. Модель должна, с одной стороны, адекватно воспроизводить изменчивость характеристик природного аналога, которые определяются целями моделирования, а, с другой стороны, требовать минимальное количество исходной информации для адаптации, калибровки и верификации, либо базироваться на полученных ранее (зачастую с иными целями) исходных данных. Поскольку комплексные

экологические исследования морских акваторий требуют больших финансовых затрат, то часто именно экономические факторы являются решающими при выборе типа модели и ее разработчика. Поэтому далее представлено описание математической структуры четырех различных вариантов блока эвтрофикации, каждый из которых позволил решить поставленную прикладную задачу для конкретного водного объекта и, в то же время, базировался на доступном (в финансовом и методическом отношениях) объеме исходной информации.

4.2.1. Простейший блок эвтрофикации для мелководного тропического водоема, испытывающего мощную антропогенную нагрузку

Предлагаемый вариант блока эвтрофикации включает в себя семь основных экосистемных элементов, описывающих утилизацию-регенерацию минеральных соединений биогенных элементов в экосистеме и кислородный режим акватории: фитопланктон – V_f , лабильное косное органическое вещество – V_{org} , фосфаты – C_{PO_4} , аммоний – C_{NH_4} , нитриты – C_{NO_2} , нитраты – C_{NO_3} , растворенный кислород – C_{O_2} . Концептуальная диаграмма модели представлена на рис. 4.1.

При построении математической структуры блока предполагается, что циклы азота и фосфора в биотической составляющей экосистемы замыкаются на уровне фитопланктона, а процессы регенерации их минеральных соединений удовлетворительно описываются кинетическим уравнением реакции 1-го порядка. Указанные предположения корректны для эвтрофных и гипертрофных морских экосистем, где бактериопланктон адаптирован к большим концентрациям органического субстрата, а трофическая цепь достаточно короткая. В предлагаемом варианте, модель требует минимальное количество входной информации о биотической составляющей экосистемы для описания негативных эффектов эвтрофикации. Это особенно важно для развивающихся стран, которые испытывают экономические трудности, либо не имеют достаточной методической базы для проведения специализированных гидробиологических наблюдений.

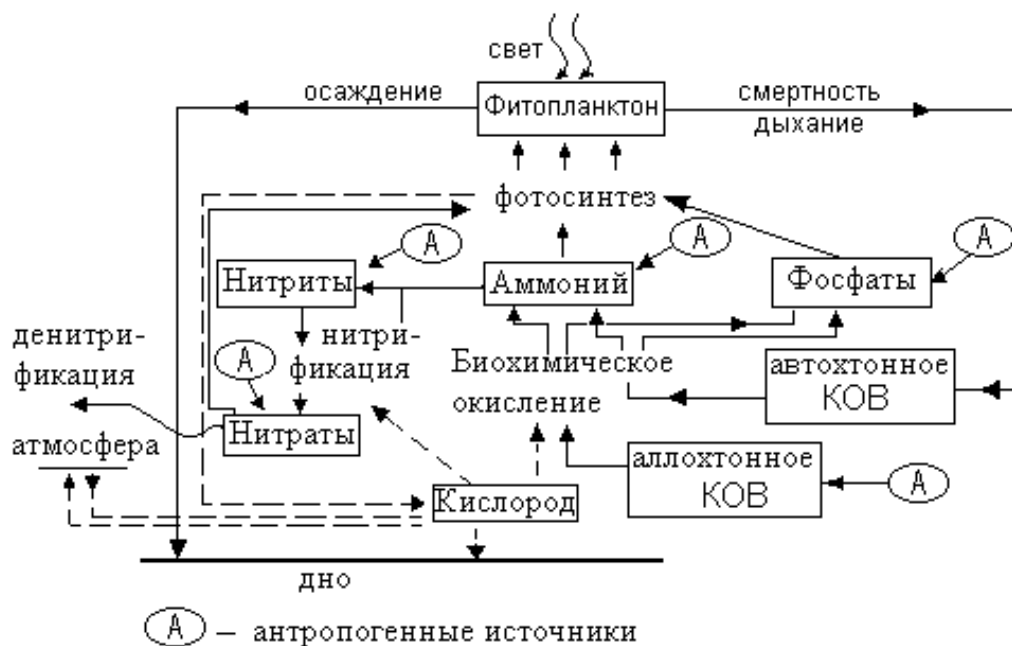


Рис. 4.1 Структурная диаграмма блока эвтрофикации модели качества вод мелководного тропического водоема (типа Сиенага де Теска) и связей между его переменными

В точечном (0-мерном пространственном) варианте базовые балансовые уравнения блока эвтрофикации записываются следующим образом.

Фитопланктон, B_f , в мгС/м^3 . Рост биомассы фитопланктона происходит в результате фотосинтеза, а ее убыль обусловлена естественной смертностью и выеданием зоопланктоном, затратами на дыхание клеток и их гравитационным осаждением. Продукция фитопланктона лимитируется освещенностью (прозрачностью) вод и содержанием в них биогенных элементов.

$$\left. \frac{dB_f}{dt} \right|_{\text{local}} = (1 - \gamma_f) \sigma_f (I, C_{\text{PO}_4}, C_N) B_f - \mu_f B_f - \frac{w_{gf}}{H} B_f, \quad (4.9)$$

где B_f – биомасса фитопланктона, мгС/м^3 ; t – время, ч; γ_f – доля продукции фитопланктона, идущая на обеспечение его жизнедеятельности (дыхание); μ_f – удельная скорость естественной смертности и выедания фитопланктона, $1/\text{ч}$; w_{gf} – гравитационная скорость осаждения водорослей, м/ч ; H – глубина, м; σ_f – удельная скорость роста

фитопланктона, 1/ч, определяемая условиями освещенности I и наличием в воде биогенных веществ – минеральных соединений азота C_N и фосфора C_{PO_4} . Величина σ_f рассчитывается следующим образом:

$$\sigma_f = V_f^{\max} f_1(I) f_2(C_N, C_{PO_4}), \quad (4.9.a)$$

$$f_1(I) = \frac{1}{H} \int_0^H f_z(I_z) dz = \frac{2.718}{H\alpha} \left[\exp\left(-\frac{I_0}{I_{opt}} \exp(-\alpha H)\right) - \exp\left(-\frac{I_0}{I_{opt}}\right) \right], \quad (4.9.б)$$

$$f_z(I_z) = \frac{I_z}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_{opt}}\right), \quad I_z = I_0 \exp(-\alpha z),$$

$$f_2(C_N, C_{PO_4}) = \min\left\{ \frac{C_N}{\Pi_N + C_N}, \frac{C_{PO_4}}{\Pi_{PO_4} + C_{PO_4}} \right\}, \quad (4.9.в)$$

где $C_N = C_{NH_4} + C_{NO_3}$. Здесь $V_f^{\max}$ – максимальная удельная скорость роста фитопланктона, 1/ч; C_{PO_4} , C_{NH_4} , C_{NO_3} – содержание в морской воде фосфора фосфатов, мгР/л, аммонийной и нитратной форм азота, мгN/л, соответственно; I_0 – поток фотосинтетически активной солнечной радиации (ФАР), проникающей через поверхность моря, Вт/м²; I_{opt} – оптимальная для фотосинтеза облученность, Вт/м²; I_z – облученность на глубине z , Вт/м²; α – интегральный коэффициент ослабления интенсивности ФАР с глубиной, 1/м; Π_N, Π_{PO_4} – константы полунасыщения интенсивности процесса утилизации фитопланктоном минеральных соединений азота и фосфора, соответственно, мгN/л и мгР/л. Для i -го биогенного элемента константа полунасыщения Π_i равна такой его концентрации, при которой скорость фотосинтеза V_f равна половине от максимальной $V_f = V_f^{\max} / 2$, при прочих оптимальных условиях.

Последний член в правой части уравнения (4.9) включается в химико-биологический блок только для 2-мерного варианта модели. В 3-мерных моделях гравитационное осаждение водорослей и детрита учитывается в блоке переноса примеси.

Косное органическое вещество (КОВ) V_{org} , мгO₂/л, рассматриваемое в модели как кислородный эквивалент общего содержания в воде органических соединений (детрит + РОВ), поддающихся биохимическому окислению. Для учета различий в

соотношении C:O₂:N:P, косное органическое вещество естественного и антропогенного происхождения рассматривается в модели отдельно $B_{org} = B_{org}^{nat} + B_{org}^{ant}$.

$$\left. \frac{dB_{org}^{nat}}{dt} \right|_{local} = (\gamma_f \sigma_f (I, C_{PO4}, C_N) + \eta \mu_f) B_f \beta_{O2/C} \beta_{m3/l} - K_{BOD} \varepsilon_{ing} B_{org}^{nat}, \quad (4.10.a)$$

$$\left. \frac{dB_{org}^{ant}}{dt} \right|_{local} = -K_{BOD} \varepsilon_{ing} B_{org}^{ant} + Q_{org}^{ant}, \quad (4.10.б)$$

где K_{BOD} – удельная скорость биохимического окисления органического вещества, 1/ч; $\varepsilon_{ing} = C_{O2} / (C_{O2} + P_{O2})$ – параметр замедления процессов биохимического окисления органического вещества и нитрификации при дефиците содержания кислорода в морской воде ($0 < \varepsilon_{ing} < 1$), где P_{O2} – константа полунасыщения процесса, мгO₂/л; η – доля лабильной органики в отмершем органическом веществе фитопланктона; $\beta_{O2/C}$ – коэффициент перевода углеродных единиц органического вещества [мгC] в кислородные [мгO₂], мгO₂/мгC; Q_{org}^{ant} – скорость изменения содержания косного органического вещества, вызванная сбросами антропогенных источников, мгO₂/л·ч.

Фосфор фосфатов C_{PO4} , мгP/л. Потребляется при продуцировании первичного органического вещества фитопланктоном и регенируется в процессе биохимического окисления органического вещества при участии бактерий. В аэробных условиях фосфаты могут образовывать нерастворимые соединения, например с Fe, и депонироваться в донных осадках. В анаэробных условиях процесс меняет свое направление и происходит высвобождение фосфатов из донных отложений в воду.

$$\left. \frac{dC_{PO4}}{dt} \right|_{local} = -\sigma_f (I, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{P/C} \beta_{m3/l} + K_{BOD} \varepsilon_{ing} (B_{org}^{nat} \beta_{P/O2} + B_{org}^{ant} \beta_{P/O2}^{ant}) + Q_{PO4}^{ant} \pm Q_{PO4}^{sed}, \quad (4.11)$$

где $\beta_{P/C}$ – стехиометрический коэффициент перехода от мгС к мгР, мгР/мгС; β_{P/O_2} ; β_{P/O_2}^{ant} – коэффициенты пересчета мгО₂ в мгР, мгР/мгО₂, для автохтонного органического вещества B_{org}^{nat} и для органического вещества антропогенного происхождения B_{org}^{ant} , соответственно; $Q_{PO_4}^{ant}$, $Q_{PO_4}^{sed}$ – скорости изменения концентрации фосфатов, мгР/л·ч, в результате функционирования антропогенных источников и массообмена с донными отложениями, соответственно; $\beta_{m3/l} = 0.001$ коэффициент перехода от концентраций в м³ к литрам.

Азот аммония C_{NH_4} , мгN/л. Потребляется фитопланктоном в ходе первичного продуцирования органического вещества и окисляется в аэробных условиях до нитратов (первая фаза нитрификации). Эта форма минерального азота является предпочтительной при усвоении фитопланктоном. Формирование запасов аммония в морской среде происходит за счет минерализации мертвого органического вещества при участии бактерий, а также за счет взаимодействия с донными отложениями. В отличие от фосфатов, поступление аммония из донных отложений имеет место как в аэробных, так и анаэробных условиях.

$$\left. \frac{dC_{NH_4}}{dt} \right|_{local} = -\chi \sigma_f (I, C_{PO_4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/l} - \nu_{N_1} C_{NH_4} \varepsilon_{ing} + K_{BOD} \varepsilon_{ing} (B_{org}^{nat} \beta_{N/O_2} + B_{org}^{ant} \beta_{N/O_2}^{ant}) + Q_{NH_4}^{ant} + Q_{NH_4}^{sed}, \quad (4.12)$$

Здесь, ν_{N_1} – удельная скорость первой стадии нитрификации, 1/ч; $\beta_{P/C}$ – стехиометрический коэффициент перехода от мгС к мгN, мгN/мгС; β_{N/O_2} , β_{N/O_2}^{ant} – коэффициенты пересчета мгО₂ в мгN, мгN/мгО₂, для автохтонного органического вещества и для органического вещества антропогенного происхождения, соответственно; $Q_{NH_4}^{ant}$, $Q_{NH_4}^{sed}$ – скорости изменения концентрации аммонийного азота, мгN/л·ч, в результате функционирования антропогенных источников и массообмена с донными отложениями, соответственно; $\chi = C_{NH_4} \phi / [\phi C_{NH_4} + (1 - \phi) C_{NO_3}]$ – доля минерального азота, потребляемого фитопланктоном в форме аммония, где ϕ – коэффициент предпочтительности усвоения фитопланктоном аммония по отношению к нитратам.

Азот нитритов C_{NO_2} , мгN/л. Является промежуточной формой минерального азота в процессе нитрификации. Предполагается, что

изменчивость содержания нитритов в воде определяется соотношением скоростей первой и второй стадий нитрификации.

$$\left. \frac{dC_{NO_2}}{dt} \right|_{local} = \varepsilon_{ing} (\nu_{N1} C_{NH_4} - \nu_{N2} C_{NO_2}) + Q_{NO_2}^{ant}, \quad (4.13)$$

где ν_{N2} – удельная скорость второй стадии нитрификации, 1/ч; $Q_{NO_2}^{ant}$ – скорость изменения концентрации нитритов, вызванная сбросами антропогенных источников, мгN/л·ч.

Азот нитратов C_{NO_3} , мгN/л. Конечный продукт процесса нитрификации минерального азота и наиболее устойчивая его форма. В аэробных морских условиях концентрация нитратов определяется интенсивностью утилизации его фитопланктоном в процессе фотосинтеза и накоплением в результате нитрификации. В анаэробных условиях нитраты восстанавливаются до молекулярного азота в ходе процесса денитрификации. Согласно [83], у поверхности моря большое значение может иметь процесс фотохимического восстановления нитратов.

$$\left. \frac{dC_{NO_3}}{dt} \right|_{local} = \nu_{N2} \varepsilon_{ing} C_{NO_2} - (1 - \chi) \sigma_f (I, C_{PO_4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/l} - \nu_{DN} C_{NO_3} + Q_{NO_3}^{ant}, \quad (4.14)$$

где ν_{DN} – скорость убыли нитратов, 1/ч, за счет процесса денитрификации в водах придонного слоя, когда содержание кислорода меньше 1 мг/л; $Q_{NO_3}^{ant}$ – скорость изменения концентрации нитратов, обусловленная их поступлением от антропогенных источников, мгN/л·ч.

Растворенный кислород C_{O_2} , мл/л. Динамика растворенного кислорода в морской воде определяется интенсивностью процессов фотосинтеза, газообмена с атмосферой, потребления кислорода на нитрификацию и биохимическое окисление лабильного органического вещества в воде и донных отложениях:

$$\left. \frac{dC_{O_2}}{dt} \right|_{local} = \beta_{O_2/C} \sigma_f (I, C_{PO_4}, C_N) B_f \beta_{m3/l} - \varepsilon_{ing} (K_{BOD} B_{org} + \beta_{O_2/N1} \nu_{N1} C_{NH_4} + \beta_{O_2/N2} \nu_{N2} C_{NO_2}) - Q_{O_2}^{ant} - (Q_{O_2}^{bot} - Q_{O_2}^{atm}) \beta_{m3/l} / H \quad (4.15)$$

Здесь $\beta_{O_2/N1}, \beta_{O_2/N2}$ – кислородные эквиваленты 1-й и 2-й стадий нитрификации, mgO_2/mgN ; $Q_{O_2}^{bot}$ – поглощение кислорода из единичного объема воды донными осадками в результате процессов биохимического окисления и нитрификации, $mgO_2/m^2 \cdot ч$; $Q_{O_2}^{ant}$ – убыль содержания кислорода в единичном объеме воды акватории за счет смешения с обедненными кислородом сточными водами, $mgO_2/л \cdot ч$; $Q_{O_2}^{atm}$ – поток кислорода при газообмене с атмосферой, $mgO_2/m^2 \cdot ч$.

Поглощение кислорода донными осадками в первом приближении может быть оценено с помощью эмпирической зависимости, приведенной в [76], на основе сведений о содержании кислорода в воде C_{O_2} :

$$Q_{O_2}^{bot} = a(C_{O_2})^b, \quad (4.16)$$

где $[Q_{O_2}^{bot}] = mg/m^2 \cdot ч$, $[C_{O_2}] = мл/л$, a и b – эмпирические коэффициенты.

Газообмен кислородом с атмосферой рассчитывается на основе зависимости вида [57]:

$$Q_{O_2}^{atm} = \zeta_{e,i} n_v n_T (C_{O_2}^S - C_{O_2}), \quad (4.17)$$

где $Q_{O_2}^{atm}$ – поступление (инвазия) или выделение (эвазия) кислорода, $mg/m^2 \cdot ч$, $\zeta_{e,i}$ – коэффициент инвазии (эвазии), $л/m^2 \cdot ч$; n_T – температурный коэффициент; n_v – интегральный ветровой коэффициент:

$$n_v = \begin{cases} 1.0 + 0.27W^2, & \text{для } W \leq 8 \text{ м/с} \\ -7.4 + 0.4W^2, & \text{для } W > 8 \text{ м/с} \end{cases}, \quad (4.18)$$

W – скорость ветра, $м/с$; $C_{O_2}^S$ – насыщающая (при данной температуре и солености воды) концентрация кислорода, $mg/л$.

Вышеописанный блок эвтрофикации использовался для оценки эффективности альтернативных вариантов улучшения экологической ситуации в мелководной тропической лагуне Сиенага де Теска, испытывающей мощную антропогенную нагрузку в виде хозяйственно –

бытовых стоков г. Картахена (см. подраздел 2.1.2) [56, 144, 159, 163]. Имея относительно простую структуру, модель легко калибруется по данным натуральных и экспериментальных наблюдений (см. подраздел 5.3.1) и может успешно использоваться при разработке альтернатив, направленных на снижение уровня эвтрофикации и улучшение качества вод мелководных водоемов как морского, так и речного типов.

Поскольку блок создавался для тропического водоема, температура воды в котором испытывает незначительные сезонные колебания (в пределах нескольких градусов), то скорости процессов задаются в виде констант, значения которых могут быть предварительно определены для наблюдаемой температуры воды с помощью известных эмпирических зависимостей (см. раздел 5.1). Однако при использовании этой модели для водоемов умеренных широт, с ярко выраженным сезонным ходом температуры, скорости химико-биологических процессов должны быть введены в уравнения модели в виде функций от температуры воды, подобно тому, как это сделано в следующем подразделе.

4.2.2. Блок эвтрофикации для морских акваторий умеренных широт, с разделением циклов азота и фосфора

Математическая структура излагаемого в данном пункте блока построена на основе синтеза известных теоретических [66, 80] и прикладных моделей качества вод [118, 128]. При построении блока учитывается, что скорости процессов фосфатизации и аммонификации органического вещества могут быть различными. Для разделения фосфорного и азотного циклов в модель вводятся две дополнительные и достаточно информативные характеристики: концентрации органических соединений фосфора и азота, – наблюдения за которыми включаются в комплекс экологического мониторинга. Включение этих переменных в структуру модели позволяет автоматически учитывать возможные различия соотношения между азотом и фосфором в составе автохтонного и аллохтонного (в том числе, поступающего из антропогенных источников) органического вещества. Объединение фосфорного и азотного циклов в единую модель производится на основе уравнения динамики фитопланктона, описывающего первичное продуцирование органического вещества фитопланктоном в процессе фотосинтеза, а также пополнение запасов косного органического вещества (в единицах фосфора и азота), в

результате процессов дыхания, естественной смертности и выедания фитопланктона.

Удельные скорости химико-биологических процессов записываются не как константы, а в виде функций от параметров состояния морской среды. Косное органическое вещество, выраженное в единицах азота, фосфора и кислорода, разделено на детритную и растворенную части, первая из которых осаждается под действием силы тяжести.

Поскольку блок разрабатывался для использования в составе 3 - мерной модели качества морских вод, то для сохранения вычислительных свойств модели уравнения в биотической составляющей экосистемы замыкаются на уровне фитопланктона. Однако имеется возможность описания в модели динамики не одной, а нескольких характерных для рассматриваемой экосистемы систематических групп фитопланктона, т. е. его сукцессии.

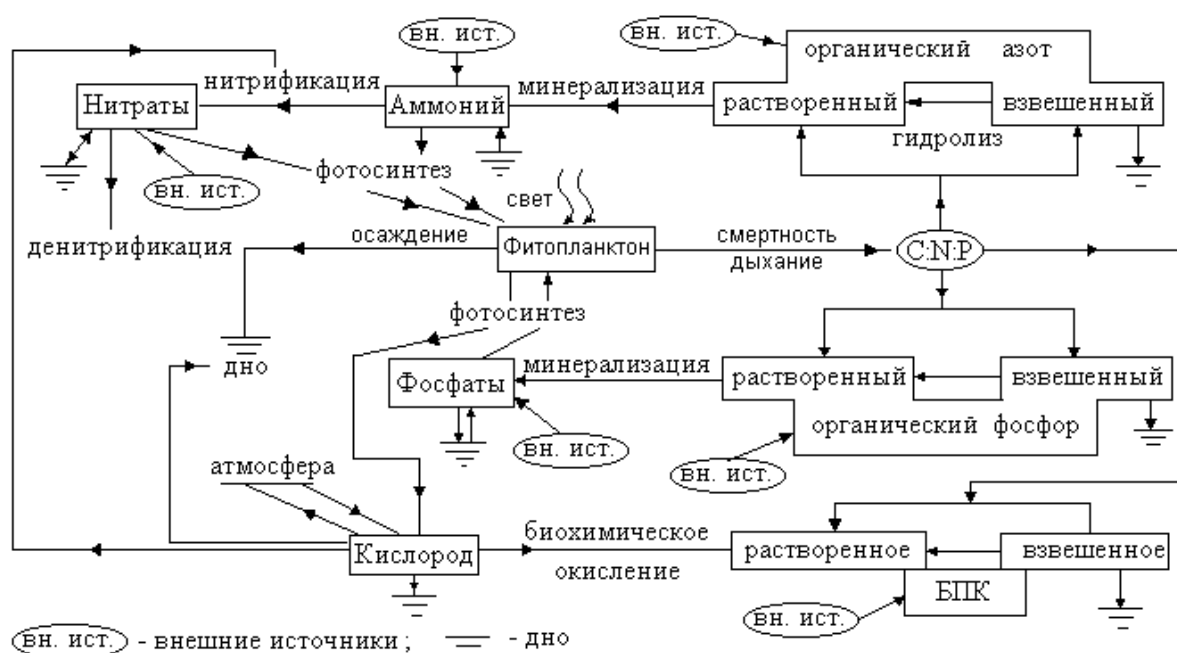


Рис. 4.2 Диаграмма связей между элементами блока эвтрофикации модели качества вод северо-западной части Черного моря

В варианте, предлагаемом для Днепровско-Бугского приустьевых района северо-западной части Черного моря, модель эвтрофикации включает в себя одиннадцать химико-биологических элементов:

фитопланктон – B_f , фосфаты – C_{PO_4} , азот аммония – C_{NH_4} , азот нитратов – C_{NO_3} , растворенный органический фосфор – C_{DOP} и азот – C_{DON} , взвешенный органический фосфор – C_{POP} и азот – C_{PON} , детритная – B_{org}^{det} и растворенная – B_{org}^{dis} формы кислородного эквивалента косного органического вещества (БПК, перманганатная окисляемость), растворенный кислород – C_{O_2} . Азот нитритов включается в нитраты. Рассчитывается также показатель БПК₅. Диаграмма связей между элементами модели представлена на рис. 4.2.

Система уравнений блока эвтрофикации для локальной точки пространства записывается следующим образом.

Фитопланктон, гС/м³.

$$\left. \frac{dB_f}{dt} \right|_{local} = (\sigma_f - \varphi_f - \mu_f) B_f, \quad (4.19)$$

где $\sigma_f = V_f^{\max} f_1(I) f_2(C_N, C_{PO_4}) f_3(T)$,

$$f_1(I) = \frac{1}{\Delta z} \int_{z_i}^{z_{i+1}} f_z(I_z) dz = \frac{2.718 f_d}{\Delta z \alpha} [\exp(-R_{z_i}) - \exp(-R_{z_{i+1}})] \quad (4.19.a)$$

$$R_0 = \frac{I_a}{I_{opt}}, \quad R_{z_i} = R_0 \exp(-\alpha z_i), \quad \Delta z = z_{i+1} - z_i$$

$$f_z(I_z) = \frac{I_z}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_{opt}}\right), \quad I_z = I_a \exp(-\alpha z).$$

$$f_2(C_N, C_{PO_4}) = \min\left\{\frac{C_N}{\Pi_N + C_N}, \frac{C_{PO_4}}{\Pi_{PO_4} + C_{PO_4}}\right\}, \quad (4.19.б)$$

где $C_N = C_{NH_4} + C_{NO_3}$.

$$f_3(T) = \begin{cases} e^{-\varsigma_1(T-T_m)^2}, & \text{если } T \leq T_m \\ e^{-\varsigma_2(T_m-T)^2}, & \text{если } T > T_m. \end{cases} \quad (4.19.в)$$

$$\varphi_f = \varphi_r e^{\varsigma_\varphi(T-T_r)}, \quad (4.20)$$

$$\mu_f = \mu_r e^{\varsigma_\mu(T-T_r)}. \quad (4.21)$$

Здесь I_a – средний за световой день поток ФАР, проникающий через поверхность моря, Вт/м²; f_d – доля светового дня в сутках ($0 \leq f_d \leq 1$); φ_f –

удельная скорость метаболизма (дыхания), 1/сут; T – температура морской воды, °C; T_m – оптимальная для роста водорослей температура воды, °C; ζ_1, ζ_2 – коэффициенты, определяющие характер влияния температуры на рост водорослей в диапазонах выше и ниже T_m , 1/°C²; φ_r – удельная скорость метаболизма водорослей при температуре T_r , 1/сут; ζ_φ – коэффициент влияния температуры на скорость метаболизма, 1/°C; μ_r – удельная скорость выедания и гибели фитопланктона при температуре T_r , 1/сут; ζ_μ – коэффициент влияния температуры на скорость выедания и смертности водорослей, 1/°C.

Остальные обозначения здесь и далее соответствуют подразделу 4.2.1.

Фосфор фосфатов, гP/м³.

$$\left. \frac{dC_{PO4}}{dt} \right|_{local} = (\varphi_f \alpha_P + \mu_f g_{P1} - \sigma_f) \beta_{P/C} B_f + K_{PO4} C_{DOP}, \quad (4.22)$$

где α_P – доля фосфатов в метаболических выделениях водорослей, ($0 \leq \alpha_P < 1$); g_{P1} – доля фосфатов, продуцируемая в результате выедания и смертности фитопланктона, ($0 \leq g_{P1} < 1$); $\beta_{P/C}$ – коэффициент, выражающий стехиометрическое соотношение между углеродом и фосфором в органическом веществе, гP/гC; K_{PO4} – удельная скорость минерализации растворенного органического фосфора, 1/сут, определяемая выражением:

$$K_{PO4} = K_{PO4}^{20} \left(\frac{B_f}{P_C + B_f} \right) \theta_{PC}^{(T-20)},$$

где K_{PO4}^{20} – удельная скорость минерализации растворенного органического фосфора при 20°C, 1/сут; θ_{PC} – температурный коэффициент; P_C – константа полунасыщения, определяющая лимитирующее влияние биомассы фитопланктона на регенерацию минеральных соединений фосфора и азота [128], гC/м³.

Азот аммония, гN/м³.

$$\left. \frac{dC_{NH4}}{dt} \right|_{local} = (\varphi_f \alpha_N + \mu_f g_{N1} - \chi \sigma_f) \beta_{N/C} B_f +$$

$$K_{NH4}C_{DON} - \nu_{12}C_{NH4}, \quad (4.23)$$

где α_N – доля аммонийного азота в метаболических выделениях водорослей; g_{N1} – доля аммонийного азота, продуцируемая в результате выедания и смертности фитопланктона; χ – доля минерального азота, потребляемая фитопланктоном в форме аммония, определяемая по формуле:

$$\chi = C_{NH4} \frac{C_{NO3}}{(\Pi_N + C_{NH4})(\Pi_N + C_{NO3})} + C_{NH4} \frac{\Pi_N}{(C_{NH4} + C_{NO3})(\Pi_N + C_{NO3})}$$

$\beta_{N/C}$ – стехиометрическое соотношение между углеродом и азотом в органическом веществе, гN/гC; K_{NH4} – удельная скорость минерализации органического азота, 1/сут, определяемая как

$$K_{NH4} = K_{NH4}^{20} \left(\frac{B_f}{\Pi_C + B_f} \right) \theta_{NC}^{(T-20)},$$

где K_{NH4}^{20} – удельная скорость минерализации органического азота при температуре воды 20°C, 1/сут; θ_{NC} – температурный коэффициент; ν_{12} – удельная скорость нитрификации, 1/сут; описываемая выражением

$$\nu_{12} = \nu_{12}^{20} \varepsilon_{ing} \theta_{NIT}^{(T-20)},$$

где ν_{12}^{20} – удельная скорость нитрификации при температуре 20°C, 1/сут;

θ_{NIT} – температурный коэффициент; $\varepsilon_{ing} = \frac{C_{O2}}{\Pi_{O2} + C_{O2}}$ – множитель,

учитывающий лимитирующее влияние содержания в воде растворенного кислорода на процесс нитрификации, Π_{O2} – константа полунасыщения процесса в отношении наличной концентрации кислорода, гO₂/м³.

Азот нитратов, гN/м³.

$$\left. \frac{dC_{NO3}}{dt} \right|_{local} = (\chi - 1)\sigma_f \beta_{N/C} B_f + \nu_{12} C_{NH4} - \nu_{DN} C_{NO3}, \quad (4.24)$$

где ν_{DN} – удельная скорость процесса денитрификации, 1/сут, рассчитываемая по формуле

$$\nu_{DN} = \nu_{DN}^{20} \frac{\Pi_{DN}}{\Pi_{DN} + C_{O2}} \theta_{DN}^{(T-20)},$$

ν_{DN}^{20} – удельная скорость денитрификации при температуре 20°C, 1/сут;

θ_{DN} – температурный коэффициент; Π_{DN} – константа, учитывающая влияние содержания растворенного в воде кислорода на развитие процесса денитрификации, гО₂/м³.

Растворенный органический фосфор, гР/м³.

$$\left. \frac{dC_{DOP}}{dt} \right|_{local} = (\varphi_f (1 - \alpha_P) + \mu_f g_{P2}) \beta_{P/C} B_f + \delta_P C_{POP} - K_{PO4} C_{DOP}. \quad (4.25)$$

Здесь g_{P2} – доля растворенного органического фосфора, поступающая в результате выедания и смертности фитопланктона; δ_P – удельная скорость гидролиза лабильного взвешенного органического фосфора, зависящая от температуры воды: $\delta_P = \delta_P^{20} \theta_{par}^{(T-20)}$, где δ_P^{20} – скорость гидролиза при температуре 20°C, θ_{par} – температурный коэффициент.

Лабильный взвешенный органический фосфор, гР/м³.

$$\left. \frac{dC_{POP}}{dt} \right|_{local} = \mu_f g_{P3} \beta_{P/C} B_f - \delta_P C_{POP}, \quad (4.26)$$

где g_{P3} – доля лабильного взвешенного фосфора, продуцируемая в результате выедания и смертности фитопланктона. Заметим, что $g_{P1} + g_{P2} + g_{P3} < 1$, поскольку в модели рассматривается только лабильная часть косного органического вещества.

Растворенный органический азот, гN/м³.

$$\left. \frac{dC_{DON}}{dt} \right|_{local} = (\varphi_f (1 - \alpha_N) + \mu_f g_{N2}) \beta_{N/C} B_f + \delta_N C_{PON} -$$

$$K_{NH_4}C_{DON}, \quad (4.27)$$

где g_{N_2} – доля растворенного органического азота, поступающая в результате выедания и смертности фитопланктона; δ_N – удельная скорость гидролиза лабильного взвешенного органического азота, 1/сут, определяемая по аналогии с фосфорным циклом.

Лабильный взвешенный органический азот, гN/м³.

$$\left. \frac{dC_{PON}}{dt} \right|_{local} = \mu_f g_{N_3} \beta_{N/C} B_f - \delta_N C_{PON}. \quad (4.28)$$

g_{N_3} – доля лабильного взвешенного азота, продуцируемая в результате выедания и смертности фитопланктона.

Растворенная часть БПК (биохимического потребления кислорода), гO₂/м³, рассматриваемая в модели как кислородный эквивалент растворенного органического углерода.

$$\left. \frac{dB_{org}^{dis}}{dt} \right|_{local} = (\alpha_c \varphi_f + \mu_f g_{C_2}) \beta_{O_2/C} B_f + \delta_c B_{org}^{det} - K_{BOD} B_{org}^{dis} - \beta_{O_2/DN} v_{DN} C_{NO_3}. \quad (4.29)$$

Здесь α_c – доля растворенного органического вещества в метаболических выделениях водорослей; g_{C_2} – доля растворенного органического углерода, поступающая в результате выедания и смертности фитопланктона; $\delta_c = \delta_c^{20} \theta_c^{(T-20)}$ – удельная скорость растворения лабильного взвешенного органического углерода, 1/сут, δ_c^{20} – удельная скорость растворения при температуре 20°C, θ_c – температурный коэффициент процесса; K_{BOD} – удельная скорость биохимического окисления органического вещества, 1/сут, рассчитываемая как $K_{BOD} = K_{BOD}^{20} \theta_{BOD}^{(T-20)} \varepsilon_{ing}$, где K_{BOD}^{20} – удельная скорость биохимического окисления органического вещества при T=20 °C, 1/сут; θ_{BOD} – температурный коэффициент; $\beta_{O_2/DN}$ – кислородный эквивалент использования органического углерода в ходе реакции денитрификации, гO₂/гN.

Детритная часть БПК, $\text{гO}_2/\text{м}^3$.

$$\left. \frac{dB_{\text{org}}^{\text{det}}}{dt} \right|_{\text{local}} = \mu_f g_{\text{C3}} \beta_{\text{O2/C}} B_f - \delta_c B_{\text{org}}^{\text{det}}, \quad (4.30)$$

где g_{C3} – доля лабильной части взвешенного органического углерода, поступающая в результате выедания и смертности фитопланктона.

Растворенный кислород, $\text{гO}_2/\text{м}^3$.

$$\left. \frac{dC_{\text{O2}}}{dt} \right|_{\text{local}} = [\sigma_f (1.3 - 0.3\chi) - (1 - \alpha_c) \varphi_f] \beta_{\text{O2/C}} B_f - K_{\text{BOD}} B_{\text{org}}^{\text{dis}} - \nu_{12} C_{\text{NH4}} \beta_{\text{O2/NT}}, \quad (4.31)$$

где $\beta_{\text{O2/NT}}$ – кислородный эквивалент процесса нитрификации, $\text{гO}_2/\text{гN}$.

БПК_5 , $\text{гO}_2/\text{м}^3$. Эта формальная по сути величина включена в модель, поскольку является одним из самых распространенных гидрохимических показателей качества вод. Для ее оценки используется диагностическая формула:

$$\text{BOD}_5 = B_{\text{org}}^{\text{dis}} \left(1 - e^{-5K_{\text{BOD}}^{\text{lab}}} \right) + \beta_{\text{O2/NT}} C_{\text{NH4}} \left(1 - e^{-5\nu_{12}^{\text{lab}}} \right) + \beta_{\text{O2/C}} B_f \left(1 - e^{-5\varphi_f^{\text{lab}}} \right), \quad (4.32)$$

где BOD_5 – величина БПК_5 ; $K_{\text{BOD}}^{\text{lab}}$, ν_{12}^{lab} , φ_f^{lab} – удельные скорости процессов биохимического окисления органического вещества, нитрификации и дыхания фитопланктона в лабораторных условиях инкубации пробы.

В блоке эвтрофикации рассчитываются также потоки кислорода на верхней и нижней границах водной колонки и массообмен биогенными элементами между водой и донными отложениями.

Газообмен кислородом с атмосферой рассчитывается на основе зависимости (4.17), а поглощение кислорода донными осадками – с помощью функциональной зависимости [128]:

$$Q_{O_2}^{bot} = \frac{C_{O_2}^b}{\Pi_{O_2} + C_{O_2}^b} Q_{O_2}^{Tb} e^{\zeta_o(T-T_b)}, \quad (4.33)$$

где $Q_{O_2}^{Tb}$ – поток поглощения кислорода донными осадками, гO₂/м²сут, при температуре придонных вод $T_b, ^\circ\text{C}$; $C_{O_2}^b$ – содержание кислорода в воде придонного слоя, гO₂/м³; ζ_o – коэффициент, описывающий влияние температуры на поглощение кислорода донными осадками, 1/°C.

Поток нитратов в системе вода – донные отложения определяется соотношением их концентраций в воде и донных отложениях, скоростью массообмена через границу раздела и интенсивностью процесса денитрификации в донных отложениях [128]:

$$Q_{NO_3}^{bot} = k_{sw} (C_{NO_3}^{bot} - C_{NO_3}^b) e^{\zeta_{dn}(T-T_{rNO_3})}. \quad (4.34)$$

Здесь k_{sw} – скорость переноса массы через границу вода-донные отложения, м/сут; $C_{NO_3}^b$ – концентрация нитратов в поровых водах донных отложений, гN/м³; $C_{NO_3}^{bot}$ – концентрация нитратов в водах придонного слоя, гN/м³; ζ_{dn} – коэффициент, описывающий влияние температуры на скорость денитрификации, 1/°C; T_{rNO_3} – температура, для которой определяется поток нитратов.

В модели учитывается влияние температуры на задаваемые пользователем потоки аммонийного азота и фосфатов в системе вода-донные отложения:

$$Q_{Ci}^{bot} = Q_{Ci}^{br} e^{\zeta_{ci}(T-T_{br})}, \quad (4.35)$$

где Q_{Ci}^{bot} – донный поток субстанции C_i , г/м²сут, при температуре T ; Q_{Ci}^b – донный поток субстанции C_i , г/м²сут, определенный при температуре T_{br} ; ζ_{ci} – температурный коэффициент, 1/°C.

Зависимость интенсивности массообмена с донными отложениями от температуры воды обусловлена тем, что в умеренных широтах при прогреве вод придонного слоя в весенне-летний период возрастают скорости минерализации аккумулированного в донных отложениях органического вещества, что приводит к интенсификации потоков

минеральных соединений биогенных элементов из донных отложений в толщу воды и потока поглощения кислорода донными отложениями.

4.2.2. Блок эвтрофикации для тропических шельфовых морских экосистем, с учетом бактериопланктона

Особенностью блока эвтрофикации, описываемого в этом пункте, является включение в компоненты модели бактериопланктона. Также как и фитопланктон, он играет исключительно важную роль в функционировании водной экосистемы. С одной стороны бактерии утилизируют косное автохтонное и аллохтонное органическое вещество, используя его как источник вещества и энергии. С другой стороны, в результате метаболической активности бактерий, происходит регенерация минеральных соединений азота и фосфора. Причем для удовлетворения своих энергетических потребностей бактерии окисляют биохимическим путем в три раза больше косного органического вещества, чем это требуется для построения их клеток. Продукция бактерий определяется наличием косного органического вещества, температурными и кислородными условиями. Убыль биомассы бактерий происходит в результате их естественной смертности и выедания зоопланктоном.

Включение бактерий в состав модели и описание в явном виде их роли в минерализации органического вещества позволяет учесть влияние неоднородности пространственного распределения биомассы бактерий на концентрацию и скорость биохимического окисления органического вещества, скорости регенерации минеральных соединений биогенных элементов и потребления кислорода. В этом отношении предлагаемая структура биохимического блока модели является в большей мере комплексной и системной, чем обычно используемые в инженерной практике модели эвтрофикации, в которых скорость окисления косного органического вещества задается в виде константы, не зависящей от функциональных характеристик бактерий и их наличной биомассы.

Блок эвтрофикации трехмерной модели качества вод, разработанный для глубокой морской бухты Картахена, включает в себя следующие компоненты экосистемы: V_f – фитопланктон; V_b – бактериопланктон; V_{org}^{det} – детрит; $V_{org}^{dis} = V_{org}^{ant} + V_{org}^{nat}$ – растворенное органическое вещество (РОВ) естественного V_{org}^{nat} и антропогенного V_{org}^{ant} происхождения; CrO_4 –

фосфаты; C_{NH_4} – аммоний; C_{NO_2} – нитриты; C_{NO_3} – нитраты; C_{O_2} – растворенный кислород. Диаграмма связей между компонентами экосистемы представлена на рис. 4.3.

Поскольку бухта Картахена относится к тропическим морским водоемам приливного типа, то временной шаг при работе с блоком принимался равным 1 часу, а зависимость параметров модели от температуры учитывалась на этапе прекалибровки модели.

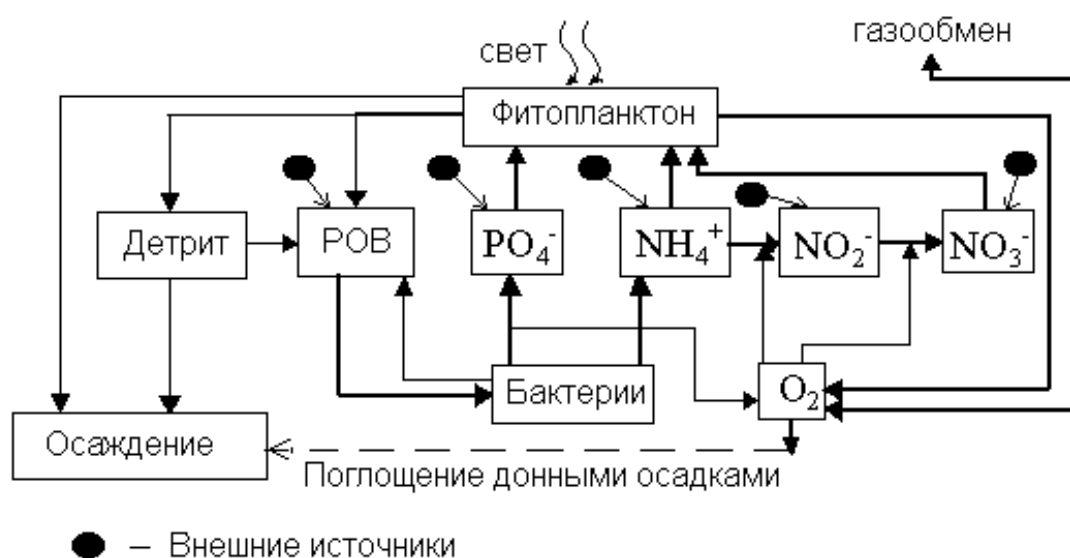


Рис. 4.3. Структурная диаграмма блока эвтрофикации модели качества вод для бухты Картахена

Для локальной точки пространства уравнения блока записываются следующим образом.

Фитопланктон, $мгС/м^3$.

$$\left. \frac{dB_f}{dt} \right|_{local} = (1 - \gamma_f) \sigma_f(I, C_{PO_4}, C_N) B_f - \mu_f B_f, \quad (4.36)$$

где $\sigma_f = V_f^{\max} f_1(I) f_2(C_N, C_{PO_4})$, а множители f_1 и f_2 определяются выражениями (4.19.а) и (4.19.б). Остальные параметры уравнений и обозначения, в отношении которых здесь и далее не даны отдельные комментарии, аналогичны используемым ранее в подразделе 4.2.

Бактериопланктон, мгС/м³.

$$\left. \frac{dB_b}{dt} \right|_{\text{local}} = V_b^{\max} \left(\frac{B_{\text{org}}^{\text{dis}}}{\Pi_{\text{org}} + B_{\text{org}}^{\text{dis}}} - \frac{B_b}{B_b^{\max}} \right) B_b, \quad (4.37)$$

где B_b ; $B_b^{\max}$ – текущая и максимально возможная биомасса бактерий;
 $V_b^{\max}$ – максимальная удельная скорость роста бактериопланктона, 1/ч;
 $\mu_b = V_b^{\max} \frac{B_b}{B_b^{\max}}$ – удельная скорость естественной смертности бактериопланктона, 1/ч; Π_{org} – константа полунасыщения роста бактерий, равная концентрации органического субстрата, при которой реальная удельная скорость роста бактерий равна половине от максимальной, мгО₂/л; $B_{\text{org}}^{\text{dis}}$ – содержание РОВ в морской воде, мгО₂/л, которое складывается из органического вещества антропогенного $B_{\text{org}}^{\text{ant}}$ и естественного $B_{\text{org}}^{\text{nat}}$ происхождения.

Структура уравнения (4.37) учитывает влияние плотности популяции бактерий на их смертность. При малых по сравнению с $B_b^{\max}$ значениях B_b уравнение (4.37) переходит в известное уравнение Моно, а при больших по сравнению с Π_{org} значениях $B_{\text{org}}^{\text{dis}}$, – превращается в уравнение логистического роста, что придает ему необходимую гибкость [67].

Косное органическое вещество (КОВ), мгО₂/л..

$$\left. \frac{dB_{\text{org}}^{\text{det}}}{dt} \right|_{\text{local}} = \lambda_f \eta_f \mu_f B_f \beta_{\text{O}_2/\text{C}} \beta_{\text{m}3/\text{l}} - \delta B_{\text{org}}^{\text{det}}, \quad (4.38)$$

$$\left. \frac{dB_{\text{org}}^{\text{nat}}}{dt} \right|_{\text{local}} = \left[(\gamma_f \sigma_f (I, C_{\text{PO}_4}, C_N) + (1 - \lambda_f) \eta_f \mu_f) B_f + \mu_b B_b - \frac{V_b^{\max}}{E} \frac{B_{\text{org}}^{\text{nat}}}{\Pi_{\text{org}} + B_{\text{org}}^{\text{dis}}} B_b \varepsilon_{\text{ing}} \right] \beta_{\text{O}_2/\text{C}} \beta_{\text{m}3/\text{l}} + \delta B_{\text{org}}^{\text{det}}, \quad (4.39)$$

$$\left. \frac{dB_{org}^{ant}}{dt} \right|_{local} = Q_{org}^{ant} - \frac{V_b^{max}}{E} \frac{B_{org}^{ant}}{B_{k_{org}} + B_{org}^{dis}} B_b \varepsilon_{ing} \beta_{O2/C} \beta_{m3/l}, \quad (4.40)$$

где B_{org}^{det} – содержание взвешенного КОВ (детрита), мгО₂/л; δ – удельная скорость автолиза детрита, 1/ч; λ_f – доля детритной фракции в остатках отмерших клеток фитопланктона ($0 < \lambda_f < 1$); $\mu_b = V_b^{max} B_b^2 / B_b^{max}$ – удельная скорость смертности бактериопланктона, 1/ч; E – безразмерный коэффициент использования усвоенной энергии на рост (экономический коэффициент), который определяется как $E = P_b / (P_b + R_b)$, где $(P_b + R_b)$ – энергия усвоенная бактериями, которая складывается из их продукции P_b и трат на обмен R_b [67].

Фосфор фосфатов, мгР/л.

$$\begin{aligned} \left. \frac{dC_{PO4}}{dt} \right|_{local} = & \left[\left(\frac{1}{E} - 1 \right) \beta_{P/C} B_{org}^{nat} + \left(\frac{1}{E} - \omega_P \right) \beta_{P/C}^{ant} B_{org}^{ant} \right] \times \\ & \times \frac{V_b^{max}}{P_{org} + B_{org}^{dis}} B_b \beta_{m3/l} \varepsilon_{ing} - \sigma_f(I, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{P/C} \beta_{m3/l} + Q_{PO4}^{ant}. \end{aligned} \quad (4.41)$$

Азот аммония, мгN/л..

$$\begin{aligned} \left. \frac{dC_{NH4}}{dt} \right|_{local} = & \left[\left(\frac{1}{E} - 1 \right) B_{org}^{nat} \beta_{N/C} + \left(\frac{1}{E} - \omega_N \right) B_{org}^{ant} \beta_{N/C}^{ant} \right] \times \\ & \times \frac{V_b^{max}}{P_{org} + B_{org}^{dis}} B_b \beta_{m3/l} \varepsilon_{ing} - \chi \sigma_f(I, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/l} - \\ & \nu_{N1} C_{NH4} \varepsilon_{ing} + Q_{NH4}^{ant}. \end{aligned} \quad (4.42)$$

Здесь $\omega_P = \beta_{P/C} / \beta_{P/C}^{ant}$, $\omega_N = \beta_{N/C} / \beta_{N/C}^{ant}$ – соотношения между содержанием фосфора и азота в органическом веществе естественного и антропогенного происхождения; $\beta_{P/C}, \beta_{N/C}, \beta_{P/C}^{ant}, \beta_{N/C}^{ant}$ – стехиометрические коэффициенты перехода от мгС к мгР и мгN, для

косной органики естественного B_{org}^{nat} и антропогенного B_{org}^{ant} происхождения, в мгР/мгС и мгN/мгС, соответственно.

Первый член в правой части уравнений (4.41) - (4.42) описывает регенерацию минеральных соединений фосфора и азота при метаболизме бактерий, поскольку $R_b = \left(\frac{1}{E} - 1\right)P_b$, где R_b – траты на обмен (дыхание) и P_b – продукция бактерий. При этом учитывается, что бактерии окисляют в несколько раз больше органического вещества, чем используют для построения своих клеток [65, 67].

Азот нитритов, мгN/л.

$$\left. \frac{dC_{NO_2}}{dt} \right|_{local} = \nu_{N_1} C_{NH_4} \varepsilon_{ing} - \nu_{N_2} C_{NO_2} \varepsilon_{ing} + Q_{NO_2}^{ant}. \quad (4.43)$$

Азот нитратов, мгN/л.

$$\begin{aligned} \left. \frac{dC_{NO_3}}{dt} \right|_{local} = & \nu_{N_2} C_{NO_2} \varepsilon_{ing} - (1 - \chi) \sigma_f(I, C_{PO_4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/l} - \\ & \nu_{DN} \left(C_{NO_3} - C_{NO_3}^{crit} \right) - \nu_{foto} \left(C_{NO_3} - C_{NO_3}^{crit} \right) + Q_{NO_3}^{ant}. \end{aligned} \quad (4.44)$$

Здесь ν_{foto} – удельная скорость убыли нитратов, 1/ч, за счет физико-химических процессов в поверхностном слое; $C_{NO_3}^{crit}$ – минимальная концентрация нитратов, при которой прекращаются процессы нитрат-редукции, мгN/л.

Растворенный кислород, мгO₂/л.

$$\begin{aligned} \left. \frac{dC_{O_2}}{dt} \right|_{local} = & \left[\sigma_f(I, C_{PO_4}, C_N) B_f - \frac{V_b^{max}}{E} \frac{B_{org}^{dis}}{\Pi_{org} + B_{org}^{dis}} B_b \varepsilon_{ing} \right] \times \\ & \times \beta_{O_2/C} \beta_{m3/l} - (\beta_{O_2/N_1} \nu_{N_1} C_{NH_4} + \nu_{N_2} \beta_{O_2/N_2} C_{NO_2}) \varepsilon_{ing} - \\ & (Q_{O_2}^{bot} - Q_{O_2}^{atm}) \beta_{m3/l}. \end{aligned} \quad (4.45)$$

Газообмен кислородом с атмосферой рассчитывается на основе зависимости (4.17), а поглощение кислорода донными отложениями – с

помощью функциональной зависимости (4.16), модифицированной следующим образом:

$$Q_{O_2}^{bot} = a \cdot f(x, y)(C_{O_2})^b, \quad (4.46)$$

где $[Q_{O_2}^{bot}] = \text{мг/м}^2 \cdot \text{ч}$, $[C_{O_2}] = \text{мл/л}$, $a = \text{const}$ и $b = \text{const}$ – эмпирические коэффициенты, $f(x, y)$ – функция, описывающая пространственную изменчивость потока поглощения кислорода донными осадками и определяемая как $f(x, y) = F_{org}^{act}(x, y) / F_{med}^{act}$, где $F_{org}^{act}(x, y)$ – поток органического вещества в донные отложения, полученный по модели в каждой расчетной точке при условии стационарности внешних нагрузок на экосистему и гидрометеорологических условий; $F_{med}^{act}(x, y)$ – средняя величина потока органики в современных условиях, определяемая в результате специальных экспериментов или в ходе калибровки модели.

Модифицированное уравнение (4.46) позволяет корректировать величину поглощения кислорода донными осадками на основе данных о потоке органического вещества в донные отложения, рассчитываемого в модели для каждой точки расчетной области.

4.2.4. Комплексный блок эвтрофикации для тропических морских водоемов, с учетом бактериопланктона и зоопланктона

Замыкание уравнений блока эвтрофикации на уровне фитопланктона как главного биотического элемента, определяющего изменчивость состояния вод экосистемы, не позволяет адекватно воспроизвести в модели годовую динамику химико-биологических показателей качества вод в тех экосистемах, где трофическая связь между фито- и зоопланктоном напряжена. Признаком такой ситуации является примерное равенство характерных биомасс фито- и зоопланктона или даже превышение последней, как, например, в [44]. В этом случае зоопланктон, помимо влияния на динамику переменных состояния экосистемы, представляет собой значимый пул органического вещества и должен быть учтен в структуре модели как равноправный элемент водной экосистемы.

Чаще всего учет биомассы зоопланктона необходим при моделировании качества вод в мезотрофных морских экосистемах, где трофические цепи не укорочены.

При включении зоопланктона в структуру блока эвтрофикации предполагается, что его кормовую базу составляет фитопланктон, бактериопланктон и детрит. Кроме того, поскольку зоопланктон является сильно агрегированным компонентом реальной экосистемы, то учитывается, что часть его организмов (хищников) может питаться другими организмами (фитофагами). Траты на обмен (дыхание) зоопланктона рассматриваются как процесс регенерации минеральных соединений азота и фосфора, а продукты его жизнедеятельности – неусвоенные остатки пищи, включаются в пул косного органического вещества [49, 65, 134].

2 -мерная модель эвтрофикации, с замыканием системы уравнений на уровне зоопланктона, была разработана и применена авторами для мелководного тропического лимана Сиенага Гранде де Санта-Марта [97, 126]. Математическая структура этой модели согласуется с описанной в предыдущем пункте, отличаясь в некоторых деталях. Диаграмма связей между компонентами модели представлена на рис. 4.4.

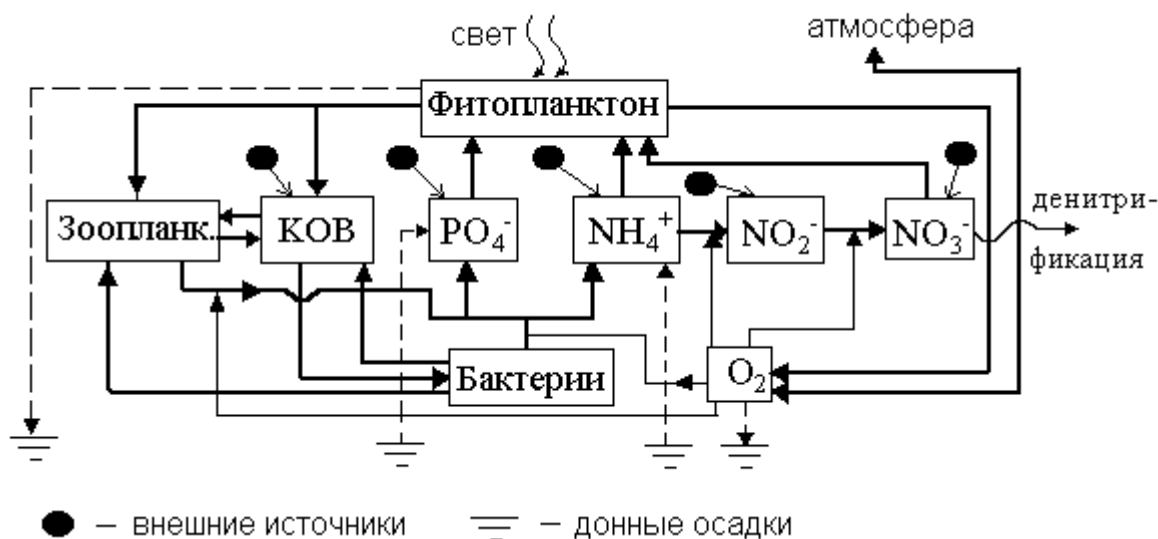


Рис. 4.4. Диаграмма связей между элементами блока эвтрофикации модели качества вод для тропического лимана Сиенага Гранде де Санта-Марта

Система уравнений блока эвтрофикации, в котором учитывается роль зоопланктона в формировании и изменчивости состояния экосистемы, записывается следующим образом.

Фитопланктон, мгС/м³.

$$\left. \frac{dB_f}{dt} \right|_{\text{local}} = ((1 - \gamma_f) \sigma_f(I, C_{PO4}, C_N) - \mu_f) B_f - \frac{w_{gf}}{H} B_f - G_1 B_z. \quad (4.47)$$

Бактериопланктон, мгС/м³.

$$\left. \frac{dB_b}{dt} \right|_{\text{local}} = \left[V_b^{\max} \frac{B_{\text{org}}}{\Pi_{\text{org}} + B_{\text{org}}} \varepsilon_{\text{ing}} - \mu_b \right] B_b - G_2 B_z. \quad (4.48)$$

Зоопланктон, мгС/м³.

$$\left. \frac{dB_z}{dt} \right|_{\text{local}} = (\eta_1 G_2 + \eta_2 G_2 + (\eta_3 - 1) G_3 + \eta_4 G_4 - \gamma_z - \mu_z) B_z, \quad (4.49)$$

$$\text{где } G_j = V_z^{\max} \frac{p_j B_j}{\Pi_z + \sum_{k=1}^{n=4} (p_k B_k)}, \quad j=1...4; \quad p_j = \frac{\rho_j B_j}{\sum_{n=1}^{n=4} \rho_n B_n};$$

$$p_k = \frac{\rho_k B_k}{\sum_{n=1}^{n=4} \rho_n B_n} \quad [34]. \quad B_1 = B_f, B_2 = B_b, B_3 = B_z, B_4 = \alpha_d B_{\text{org}}.$$

Косное органическое вещество, мгС/м³.

$$\left. \frac{dB_{\text{org}}}{dt} \right|_{\text{local}} = \mu_f B_f + [(1 - \eta_1) G_1 + (1 - \eta_2) G_2 + (1 - \eta_3) G_3 - \eta_4 G_4 + \mu_z] B_z + \left[\mu_b - \frac{V_b^{\max}}{E} \frac{B_{\text{org}}}{\Pi_{\text{org}} + B_{\text{org}}} \varepsilon_{\text{ing}} \right] B_b + Q_{\text{org}}^{\text{ext}}, \quad (4.50)$$

Фосфор фосфатов, мгР/л.

$$\left. \frac{dC_{PO4}}{dt} \right|_{\text{local}} = \left[\left(\frac{1}{E} - 1 \right) V_b^{\max} \frac{B_{\text{org}}}{\Pi_{\text{org}} + B_{\text{org}}} \varepsilon_{\text{ing}} B_b + \gamma_z B_z - (1 - \gamma_f) \times \right. \\ \left. \times \sigma_f(I, C_{PO4}, C_N) B_f \right] \beta_{P/C} \beta_{m3/l} + Q_{PO4}^{\text{ext}} + Q_{PO4}^{\text{sed}}. \quad (4.51)$$

Азот аммония, мгN/л.

$$\left. \frac{dC_{NH4}}{dt} \right|_{local} = \left[\left(\frac{1}{E} - 1 \right) V_b^{max} \frac{B_{org}}{\Pi_{org} + B_{org}} \varepsilon_{ing} B_b + \gamma_z B_z - (\chi - \gamma_f) \times \right. \\ \left. \times \sigma_f (I, C_{PO4}, C_N) B_f \right] \beta_{N/C} \beta_{m3/l} - \nu_{N1} \varepsilon_{ing} C_{NH4} + Q_{NH4}^{ext} + Q_{NH4}^{sed}. \quad (4.52)$$

Азот нитритов, мгN/л.

$$\left. \frac{dC_{NO2}}{dt} \right|_{local} = \nu_{N1} \varepsilon_{ing} C_{NH4} - \nu_{N2} \varepsilon_{ing} C_{NO2} + Q_{NO2}^{ext}. \quad (4.53)$$

Азот нитратов, мгN/л.

$$\left. \frac{dC_{NO3}}{dt} \right|_{local} = \nu_{N2} \varepsilon_{ing} C_{NO2} - (1 - \chi) \sigma_f (I, C_{PO4}, C_N) B_f \times \\ \times \beta_{N/C} \beta_{m3/l} + Q_{NO3}^{ext}. \quad (4.54)$$

Растворенный кислород, мгO₂/л.

$$\left. \frac{dC_{O2}}{dt} \right|_{local} = \left[(\sigma_f (I, C_{PO4}, C_N) - \gamma_f) B_f - \left(\frac{1}{E} - 1 \right) V_b^{max} \frac{B_{org}}{\Pi_{org} + B_{org}} \times \right. \\ \left. \times \varepsilon_{ing} B_b - \gamma_z B_z \right] \beta_{O2/C} \beta_{m3/l} - (\beta_{O2/N1} \nu_{N1} C_{NH4} + \\ + \nu_{N2} \beta_{O2/N2} C_{NO2}) \varepsilon_{ing} - (Q_{O2}^{bot} \pm Q_{O2}^{atm}) / H. \quad (4.55)$$

Здесь B_{org} – концентрация косного органического вещества - КОВ (детрит + РОВ), мгC/м³, поддающегося биохимическому окислению; α_d – доля детрита в КОВ; B_z – биомасса зоопланктона, мгC/м³; V_z^{max} – максимальная удельная скорость потребления пищи зоопланктоном, 1/ч; γ_z – удельная скорость дыхания зоопланктона, 1/ч; μ_z – удельная скорость естественной смертности зоопланктона, 1/ч; G_j – удельная скорость потребления зоопланктоном фитопланктона ($j=1$), бактерий ($j=2$), детритной части КОВ ($j=4$), составляющих его кормовую базу, и

каннибализма зоопланктона ($j=3$), $1/\text{ч}$; η_j – коэффициенты усвояемости пищи зоопланктоном; ρ_j и ρ_k , p_j и p_k – коэффициенты избирательности питания при потреблении различных типов пищи зоопланктоном; Π_z – константа полунасыщения пищей при росте зоопланктона, мгС/м^3 ; $Q_{\text{org}}^{\text{ext}}, Q_{\text{NH}_4}^{\text{ext}}, Q_{\text{NO}_2}^{\text{ext}}, Q_{\text{NO}_3}^{\text{ext}}, Q_{\text{PO}_4}^{\text{ext}}$ – приток аллохтонной органики, минеральных соединений азота и фосфора от внешних источников (реки, каналы). Остальные обозначения аналогичны использованным ранее в рамках подраздела 4.2.

В вышеописанном варианте блока эвтрофикации косное органическое вещество не дифференцировано на растворенную и детритную части, т.к. модель построена для мелководного водоема. Однако при расчете рациона зоопланктона учитывается только детритная часть КОВ. Предполагается также, что аллохтонное органическое вещество имеет тот же стехиометрический состав, что и автохтонное, поскольку внешние источники органики являются природными объектами. Дыхание фитопланктона, как и зоопланктона, рассматривается как процесс регенерации фосфатов и аммонийного азота.

Заключение к главе 4

Математическая структура химико-биологического блока модели качества вод строится исходя из возможности использования ее для решения двух типов задач: самоочищения и эвтрофирования вод.

Задача самоочищения корректна в отношении ЗВ, которые не имеют в водной среде значимых естественных источников, а также при моделировании распространения ЗВ, поступающих в морскую среду из локального источника.

Основными механизмами самоочищения морской воды, включенными в структуру модели, являются: гидродинамическое разбавление, (био)седиментация, деструкция ЗВ в результате интегрального действия процессов химико-биологической природы.

В блоке самоочищения, на основе задаваемых либо рассчитываемых коэффициентов деструкции для исследуемых типов ЗВ, определяются функции неконсервативности в уравнениях (1.1). Ввиду разнообразия свойств ЗВ, особенностей их поведения и трансформации при различных характеристиках водной среды, вид функциональных зависимостей или значения констант, определяющих коэффициенты деструкции ЗВ, задаются в каждом случае индивидуально на основе анализа данных

литературных источников или результатов эксперимента. Обратные связи между моделируемыми переменными в блоке самоочищения не рассматриваются.

К числу прикладных задач экологии моря, решаемых с помощью моделей самоочищения вод, относятся: определение уровня и масштабов загрязнения морской среды локальными источниками загрязнения, роли отдельных источников в формировании качества морской среды.

Переменными блока эвтрофикации являются характеристики уровня трофности и сапробности вод. В блоке рассматриваются биогеохимические циклы биогенных элементов, продукционно-деструкционные процессы и динамика содержания кислорода в морской воде. Обязательным является сведение баланса веществ в каждой локальной точке пространства с учетом обратных связей, существующих между моделируемыми компонентами экосистемы.

Математическая структура блока эвтрофикации, разрабатываемого для конкретной акватории моря, определяется спецификой решаемых задач и объемом исходной информации об объекте, полученной в ходе экологического мониторинга. Поскольку реализация комплексного экологического мониторинга предполагает значительные временные и финансовые затраты, а также предъявляет высокие требования к наличию научно-методического обеспечения необходимого комплекса наблюдений и экспериментов, то целесообразно иметь несколько базовых блоков эвтрофикации различного уровня организации (иерархию), предъявляющих различные требования к исходной информации.

Исходя из вышесказанного, авторами разработан иерархический комплекс оригинальных по математической структуре блоков эвтрофикации, различающихся по числу переменных и уровню детализации взаимосвязей между биотическими и абиотическими компонентами морской экосистемы (модели).

Наиболее простой вариант блока (1-го уровня иерархии) базируется на стандартном наборе определяемых гидрохимических характеристик (минеральные соединения азота и фосфора, БПК и перманганатная окисляемость, растворенный кислород) и содержит только одну биотическую переменную – биомассу фитопланктона, которая в первом приближении может быть оценена по концентрации хлорофилла «а». Скорости регенерации минеральных соединений азота и фосфора полагаются равными и описываются кинетическим уравнением реакции биохимического окисления органического вещества 1-го порядка. Учитываются различия в стехиометрическом соотношении для косного органического вещества естественного (автохтонного) и антропогенного происхождения.

В блоке 2-го уровня организации, разработанного для северо-западной части Черного моря, циклы азота и фосфора на абиотическом уровне рассматриваются отдельно, что позволяет учесть возможные различия в скоростях минерализации органических соединений фосфора и азота, а также в соотношении между азотом и фосфором в составе автохтонного и аллохтонного (в том числе, поступающего из антропогенных источников) органического вещества. Удельные скорости химико-биологических процессов записываются не как константы, а в виде функций от характеристик состояния морской среды. Косное органическое вещество, выраженное в единицах азота, фосфора и кислорода, разделено на взвешенную и растворенную части, первая из которых осаждается под действием силы тяжести.

В блоке 3-го уровня организации, разработанного для б.Картахена, в явном виде учтена роль бактерий в минерализации органического вещества, что позволяет более точно описать пространственно-временную изменчивость моделируемых характеристик. Предложена новая схема включения бактериопланктона в математическую структуру модели, учитывающая влияние плотности популяции бактерий на их смертность, различия в соотношениях между биогенными элементами в составе косного органического вещества естественного и антропогенного происхождения.

Наиболее комплексный вариант модели эвтрофикации (4-го уровня иерархии) включает в себя, помимо бактерий, зоопланктон и является упрощенным вариантом модели функционирования водной экосистемы.

Даны рекомендации по применению каждого из предложенных блоков эвтрофикации. Блоки 1 -го и 2 -го уровней целесообразно использовать для гипертрофных и эвтрофных морских экосистем, где бактериопланктон адаптирован к большим концентрациям органического субстрата, а трофическая цепь укорочена. Причем первый из них предназначен для включения в структуру 2 -мерной пространственной модели качества вод, а второй – 3 -мерной модели. Блок эвтрофикации 3-го уровня иерархии предназначен для использования в составе 3 -мерных моделей для морских акваторий с высокой степенью сапробности вод и значительными пространственными неоднородностями концентрации косного органического вещества.

Блок эвтрофикации 4-го уровня иерархии предназначен для моделирования качества вод в морских экосистемах, где трофические цепи не укорочены и зоопланктон оказывает существенное влияние на динамику фитопланктона. Чаще всего учет биомассы зоопланктона необходим при моделировании качества вод в мезотрофных морских районах. В изложенной постановке, блок используется в составе 2 -мерной модели качества вод, однако его 3 -мерный вариант может быть

легко построен на основе блока эвтрофикации 3 -го уровня иерархии, используя аналогичную схему включения зоопланктона в структуру модели.

Модели (блоки) эвтрофикации, разработанные и тестированные для экосистем тропических широт, могут быть адаптированы к экосистемам умеренных широт путем замены в уравнениях модели констант скоростей химико-биологических процессов на их функциональные зависимости от температуры воды.

ГЛАВА 5

ПРИНЦИПЫ И МЕТОДЫ КАЛИБРОВКИ ПАРАМЕТРОВ БЛОКА ЭВТРОФИКАЦИИ МОДЕЛИ КАЧЕСТВА ВОД

В ходе калибровки блока эвтрофикации модели качества вод определяются значения параметров этого блока (удельные скорости химико-биологических процессов) и (или) коэффициентов в эмпирических уравнениях, описывающих изменчивость значений этих параметров в зависимости от характеристик среды и внешних факторов.

Необходимое условие проведения калибровки – предварительная реализация экологического мониторинга исследуемой морской акватории, в ходе которого определяются особенности изменчивости моделируемых элементов экосистемы и определяющие ее природные и антропогенные факторы. Вопросы организации экологического мониторинга морских акваторий, с позиций математического моделирования экосистемных процессов, рассмотрены в главе 6.

Конечная цель калибровки – достижение максимально возможного соответствия между данными наблюдений и рассчитанными по модели значениями моделируемых переменных, как по среднестатистическим показателям, так и по характеру их внутригодовой динамики. Достижение этой цели осуществляется варьированием параметров динамических уравнений для переменных модели, в рамках возможного диапазона их изменчивости. Для каждого параметра уравнений модели этот диапазон устанавливается в ходе прекалибровки на основе данных литературных источников.

Калибровка параметров блока эвтрофикации для конкретной морской акватории осуществляется в три этапа:

- 1) на основе информации приведенной в научной литературе определяют наиболее вероятные (типичные) значения параметров, включенных в уравнения модели, и возможный диапазон их изменчивости в условиях близких к наблюдаемым в исследуемой морской экосистеме;
- 2) в ходе лабораторных и натурных экспериментов определяют значения наиболее важных параметров модели, а также продукционные характеристики биотических переменных модели в условиях максимально приближенных к природным;
- 3) коррекция определенных на первом этапе калибровки параметров модели, в диапазоне допустимой изменчивости их значений, для достижения максимально возможного соответствия между данными наблюдений и расчетами.

Определению экспериментальным путем удельных скоростей основных химико-биологических процессов трансформации вещества и энергии, рассматриваемых в моделях эвтрофикации вод, посвящено достаточно много научных работ (например, [12, 63, 81, 109] и др.). Однако условия проведения этих экспериментов, методическое обеспечение, среды, исследуемые виды гидробионтов существенно различаются между собой. Кроме того, каждая водная экосистема имеет специфические особенности в гидрологическом и гидрохимическом режимах, видовом составе гидробионтов, структуре трофических связей между ними и т.п. Поэтому полученные различными исследователями характеристики одних и тех же процессов могут существенно различаться между собой. Но всегда можно выделить некоторый интервал (диапазон) изменчивости определяемого параметра, в который попадает большинство его значений, полученных экспериментальным путем в условиях близких к наблюдаемым в исследуемой морской акватории. В этом диапазоне находится наиболее вероятное значение определяемого параметра, которое при калибровке модели используется как первое приближение к реальному значению.

Первый этап калибровки блока эвтрофикации, основанный на анализе данных литературных источников о скоростях химико-биологических процессов, получил название «прекалибровка» (предварительная калибровка) модели.

Для качественной калибровки параметров и коэффициентов модели необходимо проведение специальных натурных и лабораторных экспериментов. В минимальном варианте комплекс специальных наблюдений включает в себя определение удельной продукции автотрофов, в зависимости от обуславливающих ее факторов, скоростей биохимического окисления, минерализации косного органического вещества, газо- и массообмена с донными отложениями.

Проведение специальных экспериментов позволяет объективно адаптировать блок эвтрофикации к условиям исследуемой акватории, уменьшить число степеней свободы и неопределенность в выборе параметров, подлежащих коррекции при проведении третьего этапа калибровки, а следовательно, повысить достоверность получаемых при моделировании результатов.

Необходимость проведения дополнительных специальных экспериментов может быть продиктована также невозможностью достижения баланса веществ и энергии в уравнениях модели на третьем этапе калибровки, при использовании значений параметров уравнений, установленных на этапе прекалибровки. Такая ситуация возникает, как правило, если условия протекания того или иного моделируемого

химического, биохимического или биологического процесса являются специфическими для исследуемой акватории.

Комплекс и методические аспекты специальных экспериментов, направленных на определение удельных скоростей основных химико-биологических процессов, рассматриваемых в моделях эвтрофикации, описаны в главе 6.

На третьем этапе калибровки, установленные в ходе прекалибровки первичные значения удельных скоростей процессов варьируются, в пределах установленных диапазонов их изменчивости, в ходе численных экспериментов с моделью для определения такого их сочетания, при котором реализуется конечная цель калибровки – адекватность получаемых модельных результатов данным наблюдений.

Общая схема третьего этапа калибровки представляется следующим образом.

На основе данных наблюдений или (и) расчетов определяется поток фотосинтетически активной радиации, проникающей через водную поверхность, а также эмпирическая связь между прозрачностью воды и определяющими ее факторами (в том числе рассчитываемыми в модели). Задается изменчивость внешних факторов, влияющих на изменчивость моделируемых компонентов экосистемы: качество вод и расходы антропогенных источников загрязнения и рек, впадающих в исследуемую акваторию; гидрометеорологические условия (скорость и направление ветра, температура воздуха); условия водообмена с прилегающими акваториями. Эта информация является исходной для реализации численных экспериментов с моделью эвтрофикации вод.

В качестве начальных, при численных экспериментах с моделью, используются значения удельных скоростей химико-биологических процессов, установленные в ходе прекалибровки как наиболее вероятные.

Калибровка первоначально выполняется для 0 -мерного (в пространстве) или 1 -мерного (по вертикали) варианта модели. Первый используется для предварительной калибровки 2 -мерных моделей качества вод мелководных морских водоемов, а второй – для 3 -мерных моделей качества вод глубоких морских акваторий, в которых наблюдается вертикальная стратификация моделируемых характеристик.

При использовании 0 -мерного (точечного) варианта модели весь водоем рассматривается как единая расчетная ячейка (резервуар), объем и глубина которой соответствуют объему и средней глубине реальной акватории. Не учитываются гидродинамические процессы, перераспределяющие вещества в пространстве, поскольку в модели рассматриваются осредненные по пространству водоема значения элементов экосистемы. Описываются только локальные потоки

трансформации вещества, обусловленные химико-биологическими процессами.

0 -мерный вариант модели не содержит возможных ошибок численной реализации 2 -мерной модели, им проще оперировать при численных экспериментах для достижения баланса веществ в экосистеме (калибровки параметров и коэффициентов балансовых уравнений). С точки зрения выполнения законов сохранения веществ и энергии в экосистеме, численное решение уравнений модели в 0 -мерном варианте является математически более строгой задачей, чем 2 -мерный вариант.

Предварительная калибровка 1 -мерного варианта модели также имеет свои преимущества по сравнению с 3 -мерным вариантом. При подборе и настройке параметров модели он требует значительно меньших затрат машинного времени, что позволяет провести большое количество численных экспериментов с различным сочетанием параметров модели и добиться требуемого характера изменчивости моделируемых показателей качества морских вод или баланса в продукционно - деструкционных процессах, при неизменных внешних воздействиях.

Заметим, что использование 0 -мерного варианта (модель фотического слоя) для предварительной калибровки параметров 3 -мерной модели не рекомендуется, поскольку при этом, как правило, не сохраняется преемственность получаемых результатов между вариантами модели различной размерности из-за существенного влияния на них способа параметризации вертикальной турбулентной диффузии веществ.

В численных экспериментах с 0 -мерным или 1 -мерным вариантами модели, учет поступления веществ из внешних, по отношению к моделируемой экосистеме, источников (сток рек, источники антропогенного происхождения) учитывался с помощью зависимости вида [92]:

$$\frac{dC_i}{dt} = Q_i = \sum_k \frac{q_k}{W_{tot}} (C_i - C_{ki}), \quad (5.1)$$

где Q_i – скорость изменения концентрации i -го вещества за счет его притока из внешних источников; q_k – расход k -го внешнего источника i -го вещества; C_{ki}, C_i – концентрации i -го моделируемого вещества в водах k -го внешнего источника и в водах исследуемой акватории, соответственно; W_{tot} - суммарный объем вод зоны разбавления (для 0 -мерного варианта – объем водоема; для 1 -мерного варианта – объем слоя, в пределах которого происходит начальное разбавление).

В общем случае, на третьем этапе калибровка параметров химико-биологического блока модели эвтрофикации может проводиться в двух вариантах:

- 1) асимптотическом, когда целью калибровки является достижение в модели, при неизменных внешних условиях и потоках, такого установившегося (равновесного) состояния экосистемы, которое соответствует реальному среднестатистическому ее состоянию, установленному из данных наблюдений;
- 2) динамическом, когда цель калибровки заключается в достижении максимального соответствия между динамикой компонентов экосистемы полученной по модели и установленной из данных наблюдений.

Суть асимптотической калибровки модели заключается в том, что задаются среднестатистические величины внешних потоков веществ и энергии, входящих в моделируемую экосистему и, при неизменных их величинах, добиваются выхода модели в ходе счета на такой установившийся режим, при котором получаемые значения моделируемых компонентов экосистемы соответствуют, установленным из данных наблюдений, среднестатистическим (режимным) их значениям. Такой метод калибровки наиболее приемлем, как будет показано далее, в тропических широтах.

При динамической калибровке в модель вводится реальная изменчивость внешних факторов, определяющих изменчивость компонентов экосистемы, и проводится сравнение между результатами модели и данными наблюдений, соответствующими задаваемым внешним условиям. Очевидно, что этот тип калибровки наиболее репрезентативен, т.к. с данными наблюдений сравнивается не только ранг моделируемых переменных, но их динамика.

В ходе третьего этапа калибровки осуществляется анализ чувствительности модели к вариациям ее параметров и факторам внешней нагрузки. Такой анализ проводят по каждому параметру p_k в отдельности. Основан он на том, что диапазон возможных изменений параметра установлен на этапе прекалибровки или в ходе специальных экспериментов.

Одна из наиболее простых процедур оценивания чувствительности модели состоит в следующем.

1. Вычисляется величина относительного среднего приращения параметра p :

$$\Delta x = \frac{(p_{\max} - p_{\min})}{p_{\max} + p_{\min}} \cdot 100\%.$$

2. Проводится пара модельных экспериментов при значениях $p = p_{\max}$ и $p = p_{\min}$ и средних фиксированных значениях остальных параметров. Определяются значения отклика модели $S_1 = f(p_{\max})$ и $S_2 = f(p_{\min})$.
3. Вычисляется относительное приращение исследуемой переменной модели S :

$$\Delta S = \frac{|S_1 - S_2| \cdot 2}{S_1 + S_2} \cdot 100\%.$$

В результате, для k -го параметра модели имеют пару значений $(\Delta p_k, \Delta S_k)$, характеризующую чувствительность модели по этому параметру. Аналогично формируются пары для остальных параметров модели, которые образуют множество $\{\Delta p_k, \Delta S_k\}$.

Чувствительность модели в отношении параметра k может оцениваться по изменению средней за некоторый расчетный период концентрации (биомассы) переменной C_i модели и других ее статистических характеристик: среднеквадратическому отклонению, максимальному и минимальному значению. Наиболее часто чувствительность модели качества вод оценивается по изменению статистических характеристик изменчивости биомассы фитопланктона или первичной продукции органического вещества в пределах годового цикла или вегетационного периода. В тропических широтах оценка чувствительности модели эвтрофикации выполнялась по значениям ее переменных, характерным для установившего суточного хода, который достигается при счете через нескольких декад модельного времени.

В работе [134] для оценки чувствительности модели использовался функционал вида:

$$J(p) = \left(\frac{E(p) - E_s}{E_s} \right) / \left(\frac{p - p_s}{p_s} \right), \quad (5.2)$$

где E_s – значение статистической характеристики моделируемой переменной в стандартном случае, когда параметр равен p_s , $E(p)$ – значение той же статистической характеристики при параметре величиной p .

Результаты, полученные при оценке чувствительности модели, используются для определения оптимальной последовательности коррекции ее параметров в ходе третьего этапа калибровки. На основе

анализа чувствительности весь набор параметров модели делится на несколько классов, отличающихся степенью влияния на динамику переменных модели. При калибровке модели, в ходе численных экспериментов сначала варьируются значения параметров первого класса, к которым модельные траектории наиболее чувствительны. Значения остальных параметров, установленные на этапе прекалибровки, фиксируются. Цель вариаций заключается в достижении максимального соответствия между модельными траекториями переменных и реальной их изменчивостью, установленной из данных наблюдений. При этом минимизируемый функционал имеет стандартный вид суммы квадратных отклонений модельного решения от наблюдаемых кривых.

После достижения некоторого промежуточного результата, когда дальнейшие изменения параметров первого класса не приводят к улучшению соответствия, переходят к варьированию параметров второго класса и т.д. После нахождения некоторого оптимального набора значений параметров модели процедуру оценки чувствительности можно повторить, чтобы уточнить класс наиболее значимых параметров.

Опыт оценки чувствительности и калибровки моделей эвтрофикации для различных морских акваторий [97, 144, 162, 166] свидетельствует, что наиболее значимыми являются параметры уравнения динамики биомассы фитопланктона, а также удельные скорости биохимического окисления и минерализации косного органического вещества. Среди гидрофизических факторов существенное влияние на результаты калибровки оказывают величины вертикальной турбулентной диффузии веществ и скоростей гравитационного опускания клеток фитопланктона и детритных частиц. Для мелководных морских акваторий в число параметров первого класса значимости попадают также величины потоков поглощения кислорода донными отложениями и поступления из них биогенных элементов в водную толщу.

Заключительная коррекция параметров модели эвтрофикации выполняется в ходе численных экспериментов с ее полным 2 -х или 3 - мерным вариантом, путем сравнения пространственных распределений переменных состояния экосистемы, получаемых по модели, и установленных из наблюдений в ходе реализации экологического мониторинга.

5.1. Предварительная оценка параметров блока эвтрофикации (прекалибровка)

Зависимость удельных скоростей химико-биологических процессов от различных переменных состояния морской среды, как было показано в главе 4, описывается различного рода параметрическими зависимостями. Определение универсального и комплексного вида этих зависимостей, а также типичных значений констант (коэффициентов), входящих в них, и возможного ранга их изменчивости, остается актуальной задачей для многих исследователей в течение последних десятилетий. Обобщение полученных ими результатов можно найти в работах [66, 118, 125, 128] .

Приведем краткий анализ данных различных литературных источников по указанной проблеме, который соответствует этапу прекалибровки блока эвтрофикации модели качества вод.

Прежде всего, рассмотрим параметры уравнения динамики биомассы фитопланктона, как наиболее значимые в моделях эвтрофикации морских вод.

Фитопланктон. Максимальная удельная скорость роста фитопланктона $V_f^{\max}$, 1/сут, при заданной температуре воды T , может быть оценена на основе эмпирических зависимостей вида:

$$V_f^{\max}(T) = ab^{cT}, \text{ где } a = 0.6, b=1.066, c=1.0 \quad [155];$$

$$V_f^{\max}(T) = \exp(0.0633 \cdot T - 0.428) \quad [66];$$

$V_f^{\max}(T) = a \cdot \exp(0.0725 \cdot T - 1.135)$, где значение a находится в интервале 1–3 1/сут [80].

$V_f^{\max}(T) = V_f^{\max}(20)\theta^{T-20}$ [118], где $V_f^{\max}(20)$ может изменяться в диапазоне 1.4 – 2.6 1/сут, а температурный коэффициент $\theta \approx 0.98 \div 1.072$ [167].

Величина $V_f^{\max}$ для различных групп фитопланктона может быть оценена также на основе данных о преобладающих размерных характеристиках клеток: объеме W_f , в мкм^3 , и площади поверхности S_f , в мкм^2 .

Согласно [65, 109], $V_f^{\max} = 10^{\frac{n}{3.32}} - 1$, где $n = \tau_f / t_2$ – число делений клетки в сутки; τ_f – фотопериод, ч; $t_2 = 3.28W_f$ – характерное время удвоения клетки, ч.

Зависимость вида $V_f^{\max} = 11.23W_f^{-0.266}$ [24] получена по данным экспедиционных исследований в Черном море при температуре воды $T \approx 16 \div 18^\circ\text{C}$.

В работе [132], на основе результатов лабораторных экспериментов с культурами водорослей, предлагаются следующие зависимости:

$$V_f^{\max}(20) = 1.142(S_f / W_f)^{0.325},$$

$$\log V_f^{\max}(T) = \log V_f^{\max}(20) + b[1000 / (273 + 20) - 1000 / (273 + T)],$$

где $b = 3.78 - 2.505 \log(S_f / W_f)$.

В этих формулах $V_f^{\max}(20)$, $V_f^{\max}(T)$ – максимальная суточная скорость роста водорослей при температуре воды 20°C и T , соответственно; S_f – площадь поверхности клетки в мкм^2 .

Константы лимитирования продукции фитопланктона биогенными элементами P_{PO_4} , P_{N} . В [167] приведены следующие диапазоны возможных вариаций значений этих параметров продукции фитопланктона в пресноводных экосистемах: $\text{P}_{\text{N}} \approx 15 \div 25$ мкгN/л , $\text{P}_{\text{PO}_4} \approx 3 \div 20$ мкгP/л . Анализ многочисленных литературных источников ([12, 65, 66, 76, 83, 118, 125, 128, 129] и др.), выполненный авторами, показал, что для фитопланктона прибрежных морских и пресноводных экосистем, подвергшихся эвтрофированию, характерные значения констант полунасыщения, как правило, находятся в пределах: $\text{P}_{\text{N}} \approx 14 \div 50$ мкгN/л , $\text{P}_{\text{PO}_4} \approx 4 \div 16$ мкгP/л . В этой связи представляется обоснованным вывод [74], что содержание в воде минеральных соединений азота и фосфора на уровне 100 мкгN/л и 20 мкгP/л является достаточным для оптимального развития многих водных растений.

Облученность водной колонки. Величины критической и оптимальной для фотосинтеза облученности отличаются для различных видов водорослей и зависят от условий их обитания, т.к. имеет место адаптация водорослей к условиям освещения. Кроме того, в моделях первичной продукции используются два варианта описания влияния облученности на фотосинтез фитопланктона – с учетом и без учета его фотоингибиции при избыточной облученности. Соответственно, используются две различных характеристики облученности: I_k – облученность, соответствующая началу светового насыщения по фотосинтезу, I_{opt} – облученность, при которой скорость фотосинтеза максимальна. Величину I_{opt} следует рассматривать как верхний предел, при котором ингибиция фотосинтеза избыточной облученностью еще

отсутствует, но уже имеет место насыщение. Данные натурных исследований свидетельствуют [7, 42], что оптимальная для фотосинтеза фитопланктона интенсивность света (в диапазоне ФАР) в верхних слоях эвфотической зоны океана в большинстве случаев составляет $0.03 \div 0.16$ кал/см²мин ($\approx 20 \div 120$ Вт/м²) или $30 \div 100$ кал/см²день, при среднем значении 70 кал/см²день. В относительных единицах, световой оптимум лежит обычно в диапазоне 20 - 50 % от среднего потока проникающей через поверхность моря ФАР [65].

В лабораторных экспериментах с культурами водорослей установлено, что для большинства их видов предельная интенсивность света I_k , до которой скорость роста водорослей увеличивается пропорционально свету, находится в диапазоне $0.02 \div 0.25$ кал/см²мин ($15 \div 174$ Вт/м²) [66, 76, 109]. Наиболее часто в специальной литературе встречается величина $I_k \approx 0.1$ кал/см²мин (70 Вт/м²), которую следует рассматривать как реперное значение для фитопланктона в целом, при калибровке моделей. Если рассматривать отдельные систематические группы водорослей, то установлено, что наибольшую потребность в высоких значениях интенсивности света испытывают динофлагелляты $I_k \approx 0.16 \div 0.20$ кал/см²мин ($112 \div 140$ Вт/м²), наименьшую – зеленые (сине-зеленые) $I_k \approx 0.026 \div 0.049$ кал/см²мин ($18 \div 34$ Вт/м²), а диатомовые занимают промежуточное положение: $I_k \approx 0.066 \div 0.12$ кал/см²мин ($46 \div 84$ Вт/м²) [66, 76]. По свидетельству [66, 154], оптимальная облученность I_{opt} для всех групп водорослей примерно на 0.066 кал/см²мин (46 Вт/м²) больше величины I_k .

Обобщая приведенную информацию можно констатировать, что типичные для фитопланктона значения оптимальной облученности I_{opt} находятся в диапазоне $60 \div 140$ Вт/м².

Скорость гравитационного осаждения w_{gf} клеток фитопланктона в морской воде можно оценить исходя из закона Стокса [27, 66] или на основе данных о преобладающем размере клеток.

В соответствии с законом Стокса:

$$w_{gf} = \frac{g(\rho_f - \rho)d^2}{18\mu\rho} \quad (5.3)$$

где ρ_f – плотность фитопланктона ($\approx 1050 \div 1150$ кг/м³ [17]); ρ – плотность морской воды; d – диаметр клетки фитопланктона; μ – коэффициент динамической вязкости воды; g – ускорение свободного падения.

Однако существует мнение, что скорость осаднения водорослей в значительно большей мере зависит от температуры воды, чем это следует из закона Стокса. Согласно [17], скорость гравитационного осаднения водорослей в морской воде можно оценить исходя из характерного объема клеток фитопланктона W_f и температуры воды T , используя установленную в лабораторных экспериментах зависимость:

$$w_{gf} = 0.034W_f^{0.25} \exp(0.134 \cdot T),$$

где $[W_f] = \text{мкм}^3$, а $[w_{gf}] = \text{см/ч}$.

В этой же работе приведена другая эмпирическая зависимость:

$$w_{gf} = 0.144W_f^{0.24}.$$

Гравитационная скорость осаднения клеток диатомовых водорослей, по данным [128], может изменяться на несколько порядков в диапазоне $0.1 \div 5$ м/сут, поскольку в действительности их плавучесть является функцией не только параметров уравнения (5.3), но и освещенности, концентрации биогенных элементов и др. Среднее значение w_{gf} для диатомовых ≈ 1 м/сут. Для других систематических групп фитопланктона скорости гравитационного осаднения меньше ($0.1 \div 0.5$ м/сут) [128].

Удельная скорость дыхания фитопланктона φ_f зависит от температуры воды. Например, в [118] используется эмпирическая зависимость вида:

$$\varphi_f(T) = \varphi_f(20)\theta^{(T-20)},$$

где $\varphi_f(20)$ – удельная скорость дыхания при температуре воды 20°C , с диапазоном изменчивости $0.05 \div 0.35$ 1/сут, а θ – температурный коэффициент, значения которого могут варьировать в диапазоне $1.045 \div 1.1$ [125, 167].

Часто дыхание фитопланктона оценивают как долю валового фотосинтеза γ_f , которая может составлять 5 до 25 % от значения P_f [66, 80, 134].

Удельная скорость гибели фитопланктона μ_f , в общем случае включает в себя естественную смертность фитопланктона и выедание его зоопланктоном. Ожидаемые значения этой величины могут колебаться в очень широких пределах, поскольку данные лабораторных экспериментов

свидетельствуют [66], что даже рассматриваемая отдельно удельная скорость естественной смертности фитопланктона зависит от концентрации клеток фитопланктона и может изменяться от 0.05 до 0.9 1/сут. Однако, в большинстве случаев естественная смертность фитопланктона составляет $0.02 \div 0.2$ 1/сут [66, 80, 129, 134] и лишь в период цветения повышается до максимальных значений.

Доля гибели фитопланктона за счет выедания фитофагами может быть рассчитана в модели, при рассмотрении последних в качестве переменных состояния экосистемы, либо оценена в результате специальных экспериментов (см. подраздел 6.1.3). Для этого, например, в [67] была использована формула вида:

$$\mu_{fe} = -\ln(1 - E/B_f),$$

где μ_{fe} – удельная скорость выедания фитопланктона, 1/сут; E и B_f – суточное выедание и биомасса фитопланктона, соответственно.

Бактериопланктон. Максимально возможная удельная скорость роста бактерий $V_b^{\max}$, как правило, принимается равной $2.0 \div 2.5$ 1/сут [67, 134]. В [67], на основании анализа данных натурных наблюдений за биомассой бактериопланктона, удельной скоростью роста его клеток и содержанием косного органического вещества в водах разного уровня трофности, величину константы полунасыщения Π_{org} для бактериопланктона прибрежных морских вод рекомендуется принимать равной $5 \div 10$ мгО₂/л. Максимально возможная биомасса бактерий $B_b^{\max}$ для открытых шельфовых, условно чистых районов моря оценивается ≈ 1000 мг/м³, а для прибрежных загрязненных районов $\approx 5000 \div 6500$ мг/м³.

Поскольку среднее значение коэффициента использования субстрата на рост E для бактериопланктона ≈ 0.33 , то

$$P_b = \frac{R_b E}{1 - E} = 0.5 R_b.$$

Т.е. траты на обмен (дыхание) бактериопланктона в два раза превышают его продукцию. Следовательно, в качестве продуктов метаболизма бактериопланктоном будет выделено 2/3 потребленного субстрата.

Зоопланктон. По оценкам различных авторов [46, 65, 134, 135], максимальная удельная скорость роста зоопланктона $V_z^{\max}$ изменяется в пределах $0.1 \div 1.5$ 1/сут, удельная скорость естественной смертности составляет $\approx 0.01 \div 0.125$ 1/сут, удельная скорость метаболических

выделений $\approx 0.05 \div 0.3$ 1/сут. Эффективность усвоения пищи зоопланктоном оценивается в пределах 60 – 75 %.

Биохимическая трансформация косного органического вещества и регенерация неорганических соединений биогенных элементов.

Удельная скорость гидролиза детрита δ в лабораторных условиях, по свидетельству [65, 134], составляет $0.04 \div 0.05$ 1/сут. При разделении детрита на лабильную и устойчивую фракции, удельные скорости их гидролиза полагаются равными 0.075 и 0.005 1/сут [128], соответственно. В [80] используется зависимость вида:

$$\delta = 0.005 \exp(0.1T).$$

Удельная скорость биохимического окисления косного органического вещества K_{BOD} , 1/сут, при различных температурных условиях может быть оценена с помощью следующих эмпирических зависимостей:

$$K_{BOD} = 0.042 \cdot 1.072^T \quad [111],$$

$$K_{BOD} = 0.054 \exp(0.069(T - 6.)) \quad [5],$$

$$K_{BOD} = 0.0176 \exp(0.1T) \quad [18],$$

$$K_{BOD} = 0.004 \exp(0.15T) \quad [80]$$

$K_{BOD} = K_{BOD}^{20} \cdot 1.047^{(T-20)}$, где $K_{BOD}^{20} = 0.16 \div 0.23$ [118, 167] – удельная скорость биохимического окисления при $T = 20$ °C.

Влияние содержания растворенного в воде кислорода на скорость биохимического окисления косного органического вещества определяется константой полунасыщения $I_{O_2} = 0.5 \div 1$ мгО₂/л [84, 118, 125, 128].

Удельные скорости минерализации органических соединений фосфора K_{PO_4} и азота K_{NH_4} , 1/сут, определяются зависимостями вида:

$$K_{PO_4} = a \cdot \exp(0.1 \cdot T), \text{ где } a = 0.005 \div 0.01 \quad [66],$$

$$K_{PO_4} = K_{PO_4}^{20} \theta^{(T-20)}, \text{ где } K_{PO_4}^{20} = 0.1 \div 0.4, \theta = 1.08 \div 1.2 \quad [118, 125],$$

$$K_{NH_4} = a \cdot \exp(0.15 \cdot T), \text{ } a = 0.004 \div 0.02 \quad [66, 80],$$

$$K_{NH_4} = K_{NH_4}^{20} \theta^{(T-20)}, \text{ } K_{NH_4}^{20} = 0.02 \div 0.2, \theta = 1.02 \div 1.3 \quad [118, 125],$$

где $K_{NH_4}^{20}, K_{PO_4}^{20}$ – удельные скорости минерализации органических соединений азота и фосфора при температуре 20°C.

Удельные скорости процесса нитрификации, 1/сут:

1-я стадия $\nu_{N1} = a \exp(0.1T)$, где $a = 0.008 \div 0.012$ [66, 80];

2-я стадия $\nu_{N2} = b \exp(0.1T)$, где $b = 0.04 \div 0.08$ [66, 80],

Суммарная (без разделения на стадии) удельная скорость нитрификации ν_{12} , 1/сут:

$$\nu_{12} = \nu_{12}^{20} \theta^{(T-20)}, \text{ где } \nu_{12}^{20} = 0.05 \div 0.15, \theta = 1.08 \div 1.20 \text{ [118, 125],}$$

где ν_{12}^{20} – удельная скорость нитрификации при температуре 20°C, 1/сут.

В [128] предложена принципиально иная зависимость:

$$\nu_{N12} = \nu_{N12}^{\max} \frac{C_{NH4}}{\Pi_{NIT} + C_{NH4}} f(T), \quad (5.4)$$
$$\text{где } f(T) = \begin{cases} e^{-\zeta_{NT}(T-T_m)^2}, & \text{если } T \leq T_m \\ e^{-\zeta_{NT}(T_m-T)^2}, & \text{если } T > T_m. \end{cases}$$

Здесь, ν_{N12} – скорость процесса нитрификации, гN/м³сут; $\nu_{N12}^{\max}$ – максимальная скорость нитрификации, гN/м³сут, при оптимальной температуре воды T_m ; Π_{NIT} – константа полунасыщения процесса нитрификации в отношении наличной концентрации аммонийного азота, гN/м³; T_m – температура воды, при которой скорость нитрификации достигает максимума, °C; ζ_{NT} – коэффициент, определяющий характер влияния температуры на процесс нитрификации в диапазонах выше и ниже T_m . Согласно [128], типичные значения и диапазоны изменчивости параметров функциональной зависимости (5.4) следующие: $\nu_{N12}^{\max} = 0.02 \div 0.11$ гN/м³сут, $T_m = 25 \div 36$ °C, $\zeta_{NT} \approx 0.006$, $\Pi_{NIT} = 0.1 \div 3.0$ гN/м³.

Влияние содержания растворенного в воде кислорода на скорость процесса нитрификации определяется константой полунасыщения $\Pi_{O2} = 1 \div 2$ мгO₂/л [84, 118, 125, 128].

Удельная скорость процесса денитрификации ν_{DN} , 1/сут:

$$\nu_{DN} = \nu_{DN}^{20} \theta_{DN}^{(T-20)} \left(\frac{\Pi_{DN}}{\Pi_{DN} + C_{O2}} \right),$$

где $\nu_{DN}^{20} \approx 0.09 \div 0.13$ 1/сут, $\theta_{DN} = 1.08 \div 1.16$, $\Pi_{DN} = 0.1 \div 0.5$ мгО₂/л [118, 129].

5.2. Калибровка блока эвтрофикации модели качества вод для экосистем умеренных широт

Калибровку математических моделей водных экосистем умеренных широт, как правило, проводят на основе данных натурных наблюдений за годовым циклом изменчивости гидрометеорологических и химико-биологических переменных состояния экосистемы. Объясняется это значительными сезонными колебаниями скоростей химико-биологических процессов и потоков веществ между компонентами экосистемы, в зависимости от гидрометеорологических (температура воды, речной сток, освещенность, характер стратификации и т.д.), гидрохимических (обеспеченность автотрофов биогенными элементами, окислительные условия в придонном слое и т.п.) и гидробиологических (например, сукцессия фитопланктона) факторов. В результате, в течение года тенденции в развитии экосистемы и соотношение интенсивностей продукционно-деструкционных процессов в ней все время изменяются. О некоем стационарном состоянии водной экосистемы, описываемом математической моделью и соответствующем сбалансированности продукционно-деструкционных процессов, можно говорить лишь в масштабах годового цикла.

Исходя из вышесказанного, калибровку блоков эвтрофикации моделей качества вод для экосистем умеренных широт проводят путем сравнения модельных и наблюдаемых кривых годового хода переменных состояния экосистемы.

Методику калибровки продемонстрируем на примере модели эвтрофикации Днепровско-Бугского приустьевого и Одесского регионов северо-западной части Черного моря (см. подраздел 2.2.1).

В качестве базовых, в модели были использованы значения коэффициентов и параметров моделей CE-QUAL-ICM и WASP5 [118, 128]. Коррекция этих параметров в рамках допустимого интервала их изменчивости выполнялась путем сравнения кривых внутригодовой изменчивости элементов экосистемы, получаемых с помощью модели, с осредненными по пространству данными экологического мониторинга Одесского региона СЗЧМ, проведенного Оф ИнБЮМ в 1988 - 1999 гг.

Внутригодовая динамика моделируемых элементов экосистемы определяется сезонной изменчивостью температуры, прозрачности вод и потока фотосинтетически активной солнечной радиации. Температура воды является одной из переменных гидродинамического блока и рассчитывается в самой модели. Прозрачность вод Z_d связана с интегральным коэффициентом ослабления освещенности с глубиной α зависимостью вида: $\alpha = 2.3/Z_d$ [139]. Коэффициент α представляется в модели в виде суммы двух слагаемых: $\alpha = \alpha_s + \alpha_f$, где α_s и α_f – составляющие, учитывающие вклад в ослабление потока фотосинтетически активной солнечной радиации аллохтонной взвеси и фитопланктона (самозатемнение), соответственно.

Поскольку минеральная взвесь поступает в море с речным стоком, то естественно предположить, что соленость поверхностного слоя морских вод в исследуемом районе и содержание в воде минеральной взвеси – две взаимосвязанные характеристики. На основе анализа данных наблюдений и литературных источников [14] была построена следующая эмпирическая зависимость: $Z_d = 0.157 \exp(0.233 \cdot S)$, где S – соленость вод поверхностного слоя. На основе этой зависимости и рассчитанных по модели значений солености, в каждой точке вычислительной области определялось значение α_s . Для вычисления α_f использовалась эмпирическая зависимость вида [11]: $\alpha_f = 0.18 \cdot V_{f, \text{хл.а}}^{0.395}$, где $V_{f, \text{хл.а}}$ – биомасса фитопланктона, в мг.хл.а/м³. Сезонная изменчивость оптимальной для фотосинтеза освещенности задавалась на основе эмпирической зависимости: $I_{\text{opt}} = 17.0 \cdot \exp(0.066 \cdot T)$, Вт/м², где T – температура воды.

Расчет потока коротковолновой радиации, проникающей через водную поверхность, проводился на основе среднесуточных значений данных наблюдений за относительной влажностью воздуха и облачностью на Геофизической обсерватории ОГЭКУ по методике [150], изложенной в подразделе 3.1.4. По ней же оценивалась длительность светового дня. Предполагалось, что ФАР составляет 50 % от полного потока радиации. Результаты расчетов представлены на рис. 5.1 - 5.2.

Калибровка параметров блока эвтрофикации на основе данных натурных наблюдений выполнялась первоначально в 1 -мерном (по вертикали) варианте модели (см. подраздел 3.4). Основная задача калибровки заключалась в достижении соответствия между порядками значений элементов экосистемы, установленных из наблюдений и полученных при моделировании, а также особенностями их внутригодовой изменчивости в фотическом слое. Эта цель достигалась путем коррекции, в

допустимых пределах, начальных значений констант блока эвтрофикации, задаваемых на основе данных литературных источников.

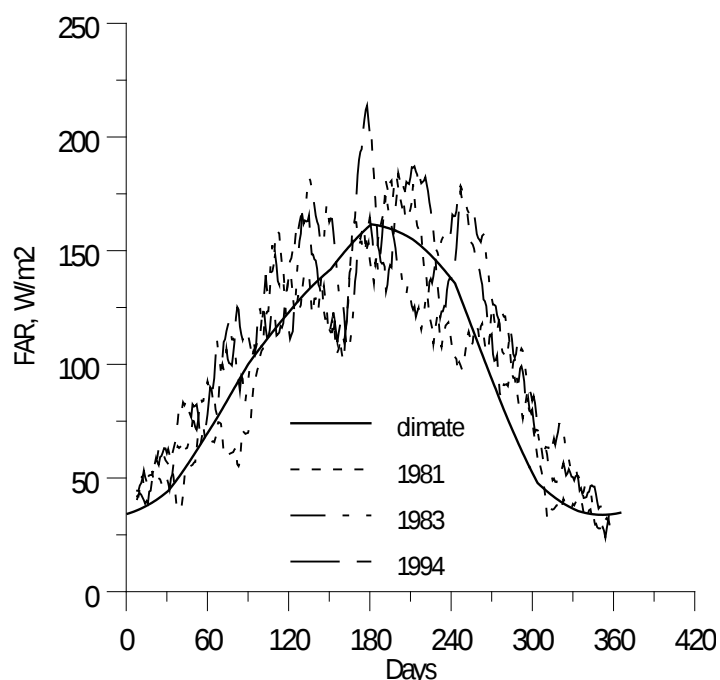


Рис. 5.1 Годовой ход средней за световой день интенсивности ФАР, Вт/м², рассчитанный по модели для различных лет и средних, климатических условий

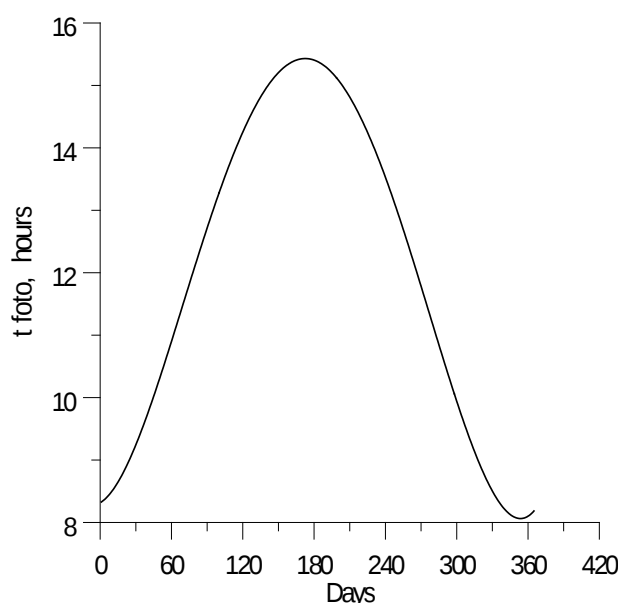


Рис. 5.2 Сезонная изменчивость длительности светового дня (фотопериода), в часах, рассчитанная с помощью модели

Для учета поступления биогенных веществ с речным стоком и сбросными водами береговых антропогенных источников, в 1-мерном варианте модели использовалась зависимость (5.1). Предполагалось, что разбавление происходит в пределах верхнего 10-метрового слоя. Горизонтальный масштаб зоны разбавления, при учете вклада береговых антропогенных источников, определялся границами Одесского района СЗЧМ, а для речного стока – границами всей вычислительной области Днепровско-Бугской приустьевой зоны, включая Одесский район (рис. 3.4).

Использовались десять расчетных уровней по глубине в σ -системе координат. Шаг по времени в химико-биологическом блоке полагался равным 1 сут. В ходе счета усваивались ежесрочные 6-часовые наблюдения за температурой воздуха, скоростью и направлением ветра, а также средние за световой день значения интенсивности ФАР. Расчеты выполнялись с учетом сезонной изменчивости вертикального распределения солености, обусловленной изменчивостью стока рек Днепр и Южный Буг (см. подраздел 3.4).

Калибровка параметров модели выполнялась в следующей последовательности. Первоначально внутригодовой ход минеральных соединений азота и фосфора, а также растворенного кислорода задавался из данных наблюдений. Варьировались параметры и коэффициенты уравнений для фитопланктона, органических соединений азота и фосфора, БПК с целью достижения максимально возможного соответствия между модельными кривыми и наблюдаемыми значениями. Затем в систему последовательно включались уравнения для минеральных соединений азота и фосфора. Последним включалось уравнение баланса для растворенного кислорода. При этом на каждом этапе проводилась коррекция параметров модели.

Заметим, что используемая схема калибровки отражает величину вклада в изменчивость состояния водных экосистем отдельных ее элементов и химико-биологических процессов, описываемых в блоке эвтрофикации. По этой же схеме калибровались модели эвтрофикации для водных объектов тропических широт.

Результаты калибровки параметров 1-мерного варианта модели приведены на рис. 5.3 - 5.4. Расчеты проводились для метеоусловий 1981, 1983 и 1986 гг. При моделировании динамики фитопланктона, в соответствии с данными [18, 26, 70, 75], предполагалось, что в годовом ходе его биомассы наблюдаются два максимума – в марте-апреле и июле-августе, с величиной пиков до $8-16 \text{ г/м}^3$ в сыром весе или $0.4 - 0.8 \text{ гС/м}^3$. Минимумы биомассы следует ожидать в декабре-январе и мае.

Уточнение значений отдельных констант проводилось в ходе численных экспериментов с 3-мерным вариантом модели. Параметры и

коэффициенты модели, принятые в результате ее калибровки, приведены в таблице 5.1.

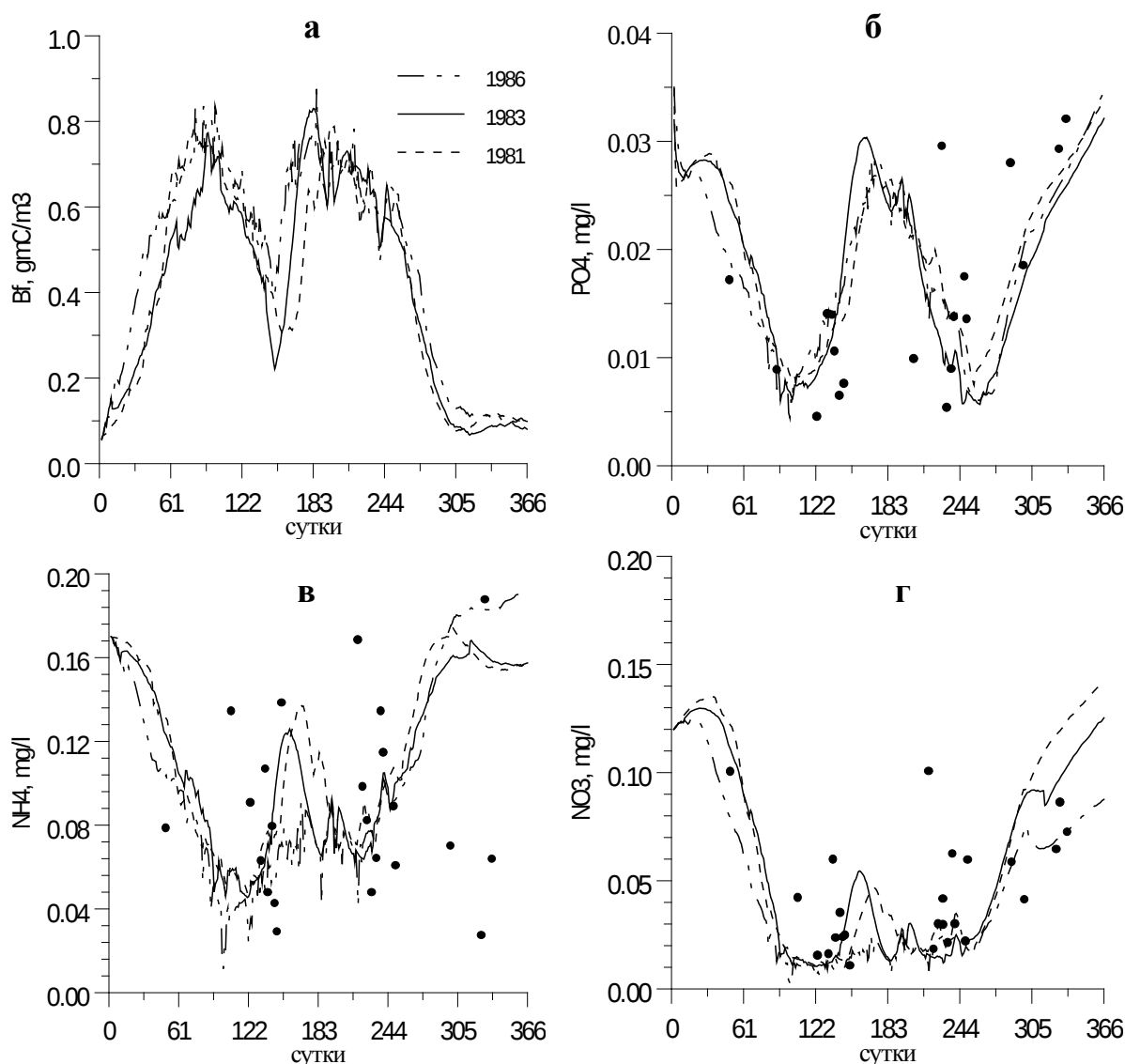


Рис. 5.3 Рассчитанный в 1-мерном варианте модели эвтрофикации годовой цикл биомассы фитопланктона (а), гС/м^3 , концентрации фосфора фосфатов (б), мгР/л , азота аммония (в) и нитратов (г), мгN/л , в поверхностном слое Одесского района СЗЧМ. Точками отмечены осредненные по пространству полигона наблюдаемые значения, полученные в период мониторинга 1988 – 1999 гг. в Одесском районе

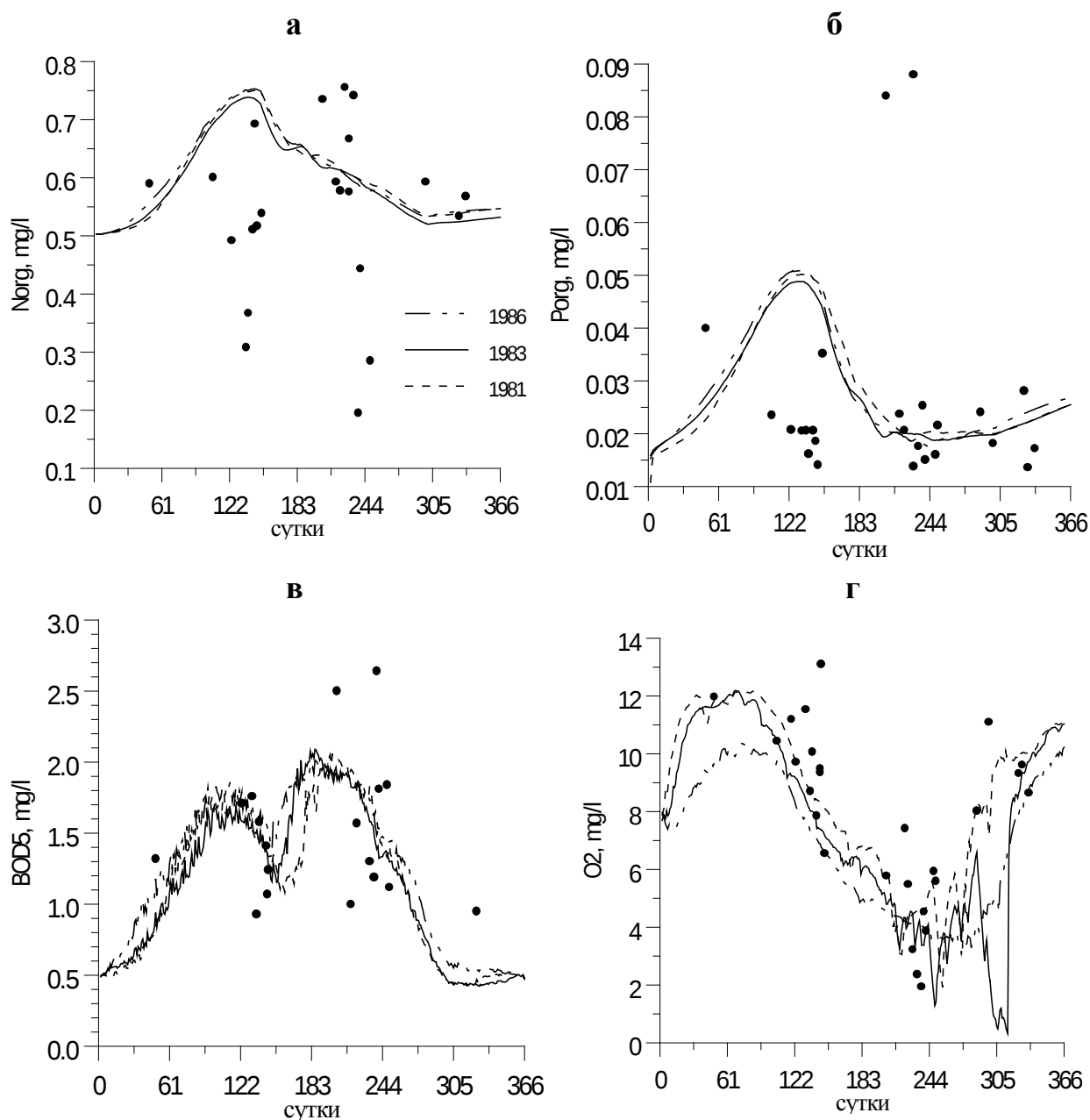


Рис. 5.4 Рассчитанный в 1-мерном варианте модели эвтрофикации годовой цикл изменчивости концентрации органического азота (а), mgN/l , и фосфора (б), mgP/l , БПК₅ (в), mgO_2/l , в поверхностном слое и содержания кислорода (г), mg/l , в придонном слое Одесского района СЗЧМ. Точки – осредненные по пространству полигона данные съемок 1988 – 1999 гг.

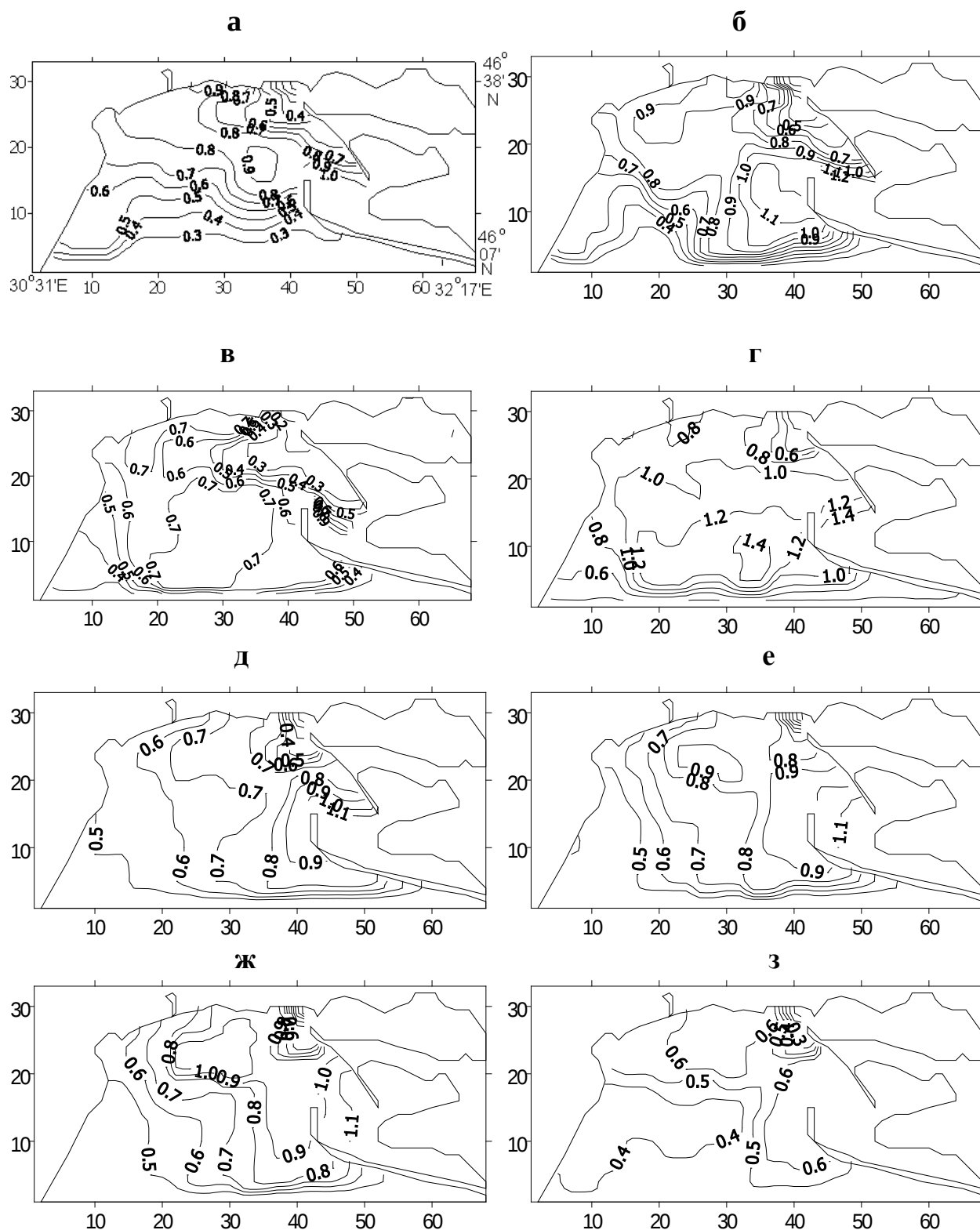


Рис. 5.5 Рассчитанное по модели для метеорологических условий 1986 г. пространственное распределение биомассы фитопланктона, гC/m^3 , в поверхностном слое, соответствующее датам: а) 14 апреля, б) 4 мая, в) 24 мая, г) 20 июня, д) 30 июня, е) 25 июля, ж) 9 августа, з) 30 августа

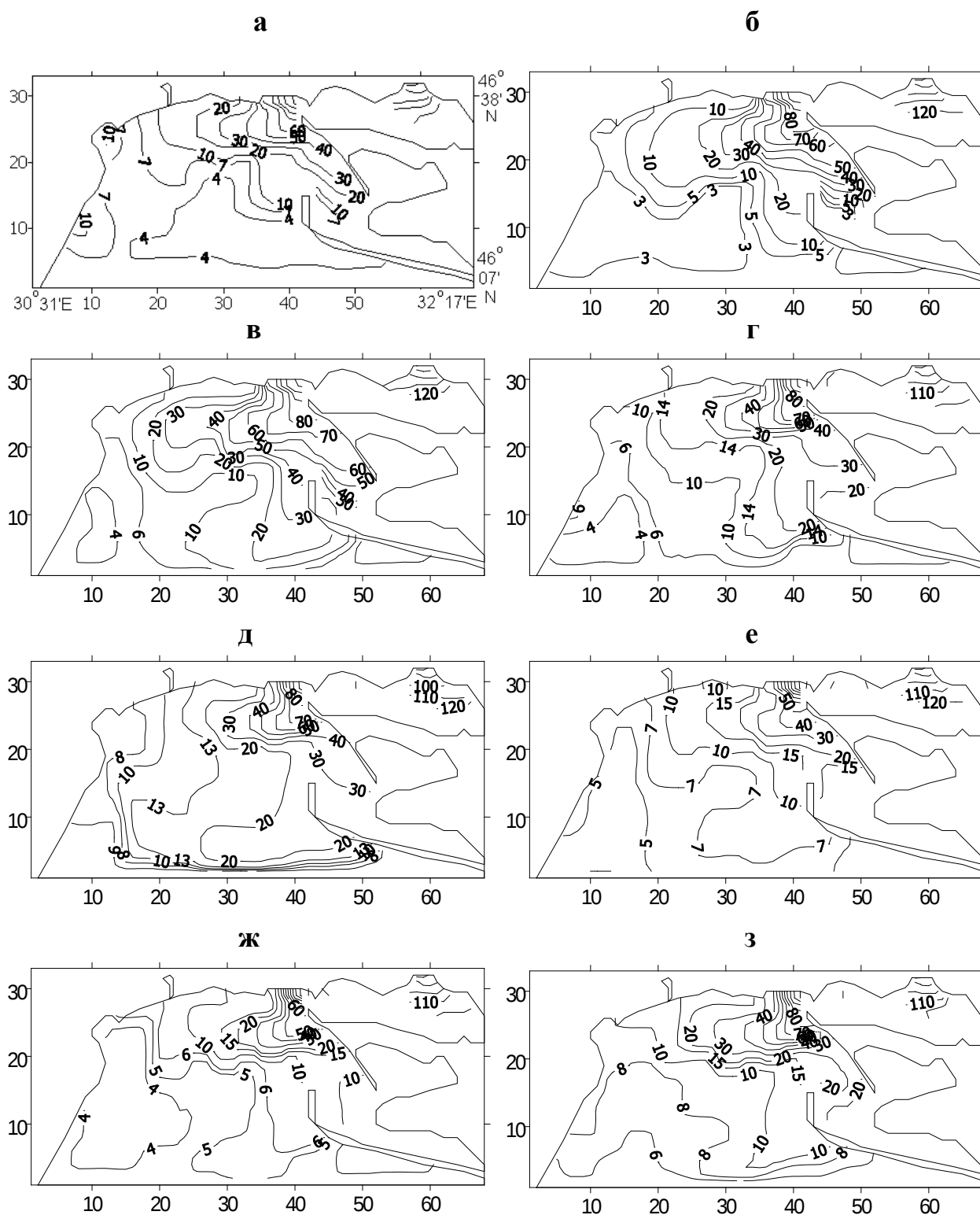


Рис. 5.6 Рассчитанное по модели для метеорологических условий 1986 г. пространственное распределение фосфатов, мкгР/л, в поверхностном слое, соответствующее датам: а) 14 апреля, б) 4 мая, в) 24 мая, г) 20 июня, д) 30 июня, е) 25 июля, ж) 9 августа, з) 30 августа

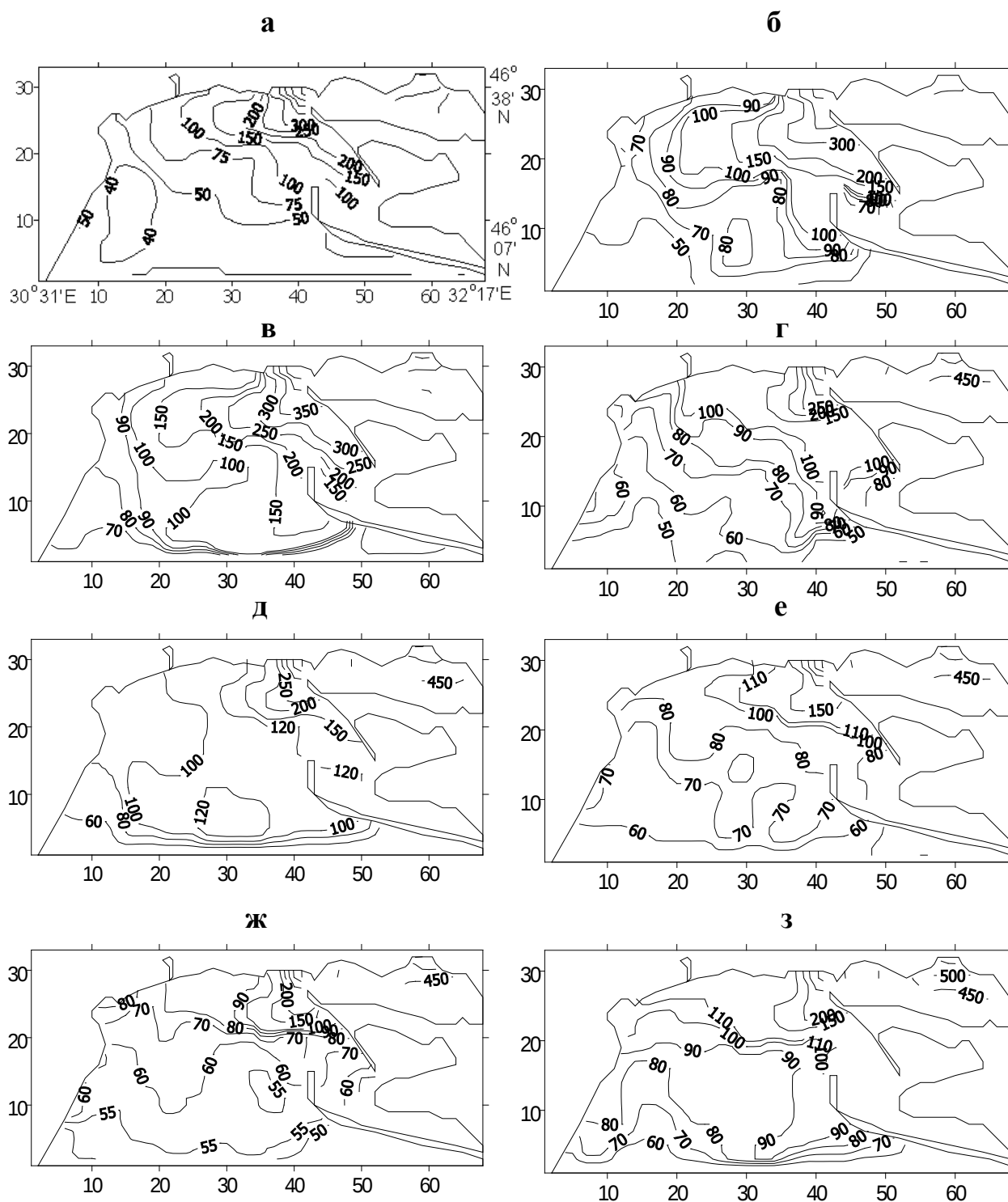


Рис. 5.7 Рассчитанное по модели для метеорологических условий 1986 г. пространственное распределение азота аммония, mgN/l , в поверхностном слое, соответствующее датам: а) 14 апреля, б) 4 мая, в) 24 мая, г) 20 июня, д) 30 июня, е) 25 июля, ж) 9 августа, з) 30 августа

Таблица 5.1

Значения параметров и коэффициентов блока эвтрофикации модели качества вод СЗЧМ, принятые в результате калибровки

Параметр	Значение	Ед.изм.	Параметр	Значение	Ед.изм.
$V_f^{\max}$	2.25 (2.0)*	1/сут	g_{N1}	0.	–
ς_1	0.008 (0.004)*	1/°C ²	g_{N2}	0.65	–
ς_2	0.010 (0.006)*	1/°C ²	g_{N3}	0.3	–
T_m	25. (10.)*	°C	ν_{NO3}^{20}	0.1	1/сут
Π_N	0.050	гN/м ³	Π_{DN}	0.09	гO ₂ /м ³
Π_{PO4}	0.005	гP/м ³	θ_{DN}	1.09	–
φ_T	0.1 (0.08)*	1/сут	δ_N^{20}	0.03	1/сут
T_T	25.	°C	g_{C2}	0.6	–
ς_φ	0.069	1/°C	g_{C3}	0.3	–
μ_T	0.10 (0.22)*	1/сут	δ_C^{20}	0.03	1/сут
ς_μ	0.069	1/°C	θ_c	1.1	–
w_{gf}	0.1	м/сут	K_{BOD}^{20}	0.16	1/сут
$\beta_{P/C}$	0.022	гP/гC	θ_{BOD}	1.06	–
α_P	0.	–	$\beta_{O2/DN}$	2.86	гO ₂ /гN
K_{PO4}^{20}	0.14	1/сут	$\beta_{O2/C}$	2.67	гO ₂ /гC
θ_{PC}	1.1	–	$\beta_{O2/NT}$	4.57	гO ₂ /гN
Π_C	0.6	гC/м ³	ζ_e, ζ_i	22.0 , 11.5	л/м ² ч
g_{P1}	0.	–	Q_{O2}^{Tb}	-3.5	гO ₂ /м ² сут
g_{P2}	0.5	–	ς_o	0.07	1/°C
g_{P3}	0.3	–	T_b	8.0	°C
δ_P^{20}	0.03	1/сут	Q_{NH4}^{br}	0.05	гN/м ² сут
θ_{par}	1.1	–	Q_{PO4}^{br}	0.005	гP/м ² сут
$\beta_{N/C}$	0.205	гN/гC	ς_{ci}	0.07	1/°C
α_N	0.	–	T_{br}	20.	°C
K_{NH4}^{20}	0.06	1/сут	k_{sw}	0.2	м/сут
θ_{NC}	1.08	–	ς_{dn}	0.07	1/°C
ν_{12}^{20}	0.04	1/сут	T_{rNO3}	20.0	°C

Параметр	Значение	Ед.изм.	Параметр	Значение	Ед.изм.
θ_{NIT}	1.16	–	w_{gPOP}	0.5	м/сут
P_{NIT}	0.5	гN/м ³	w_{gPON}	0.5	м/сут
P_{O_2}	1.0	гO ₂ /м ³	w_{gdet}	0.5	м/сут

*– значение параметра в период с марта по май

На рис. 5.5 - 5.7 приведены некоторые результаты моделирования изменчивости пространственного распределения фосфатов, аммонийного азота и биомассы фитопланктона в поверхностном слое Одесского и Днепровско-Бугского районов СЗЧМ, полученные с помощью 3 -мерного варианта модели для гидрометусловий (температура воздуха, ветер) 1986 г.

Результаты расчетов свидетельствуют, что доминирующее влияние на продуктивность вод исследуемой акватории оказывает речной сток Днепра и Южного Буга. Максимальные биомассы фитопланктона соответствуют району Одесской банки и северной оконечности Тендровской косы. В Одесском районе максимальные биомассы фитопланктона в весенне-летний период отмечаются в северной части его акватории; визуально прослеживается повышение концентраций биогенных элементов в фотическом слое у побережья, обусловленное функционированием береговых антропогенных источников (например, рис. 5.6.а, г, з; 5.7.г, е-з). Указанные закономерности подтверждаются данными литературных источников [60, 69, 71], а также результатами экологического мониторинга Оф ИнБЮМ (см. раздел 2.2.1) [70, 106].

5.3. Калибровка блоков эвтрофикации моделей качества вод для экосистем тропических широт

В тропических широтах годовой цикл изменчивости возмущающих экосистему гидрометеорологических переменных (температуры воды, ФАР и т.д.) выражен очень слабо и сравним по амплитуде с короткопериодной (в масштабах нескольких суток) их изменчивостью. Поэтому среднесуточные значения химико-биологических переменных состояния экосистемы значительно меньше, чем в умеренных широтах, отклоняются от своих среднегодовых значений, характеризующих ее стационарное состояние. Баланс продукционно-деструкционных процессов

в экосистеме выполняется не в масштабах года, как в умеренных широтах, а на отрезке времени длиной в несколько суток. Следовательно, характеристики стационарного состояния экосистем тропических водоемов могут быть получены осреднением данных наблюдений, соответствующих различным временным отрезкам годового цикла. Полученные таким образом значения переменных состояния водной экосистемы будем называть типичными или характерными.

Исходя из вышесказанного, основной задачей калибровки моделей эвтрофикации тропических морских акваторий является достижение в ходе счета, при среднегодовых гидрометусловиях и неизменных внешних нагрузках, такого стационарного состояния экосистемы, которое характеризуется установлением среднесуточных значений моделируемых переменных на уровне, соответствующем их типичным значениям, полученным при осреднении во времени данных наблюдений.

С другой стороны, в тропических широтах ярко выражен и часто доминирует суточный цикл изменчивости химико-биологических показателей качества вод, что объясняется высокими темпами продуцирования и биохимического окисления органического вещества. Поэтому стационарное состояние экосистемы, помимо установления среднесуточных значений моделируемых переменных, характеризуется также установлением их суточного цикла, т.е. сбалансированностью продукционно-деструкционных процессов за суточный отрезок времени.

Учитывая вышесказанное и то, что рассматриваемые тропические морские экосистемы относятся к акваториям приливного типа, динамика вод которых в текущий момент времени существенно зависит от фазы прилива, временной шаг в моделях эвтрофикации этих акваторий выбирался равным 1 часу.

5.3.1. Калибровка модели для лагуны Сиенага де Теска

Ввиду мелководности лагуны, при моделировании качества ее вод использовалась 2-мерная (без разрешения по глубине) модификация модели.

На этапе предварительной калибровки, параметры модели с помощью эмпирических зависимостей описанных в подразделе 5.1 были приведены к температуре воды 30 °C [162].

На основе корреляционного анализа данных экологического мониторинга была получена эмпирическая зависимость между

коэффициентом ослабления освещенности в водах лимана α , 1/м, и концентрацией хлорофилла «а» (рис. 5.8) :

$$\alpha = 2.54 B_{f, \text{хл.а}}^{0.34},$$

где $B_{f, \text{хл.а}}$ – биомасса фитопланктона в мг.хл.а/м³.

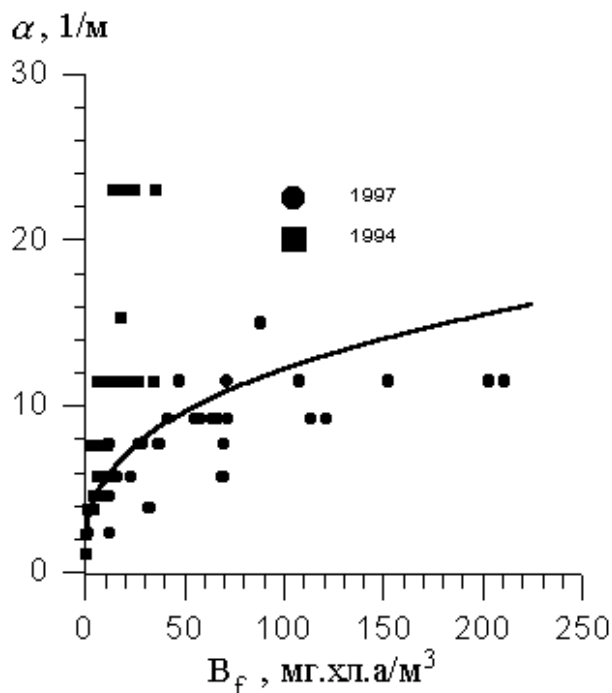


Рис. 5.8 Зависимость коэффициента экстинкции освещенности α , 1/м, от биомассы фитопланктона $B_{f, \text{хл.а}}$, в мг.хл.а/м³, для лагуны Сиенага де Теска. Точки – данные наблюдений, кривая – аппроксимация, принятая в модели

Калибровка локальной (0 -мерной) версии модели проводилась в двух вариантах: асимптотическом и динамическом.

На первом этапе определялся набор параметров и коэффициентов, при котором траектории моделируемых переменных, при среднегодовых условиях освещенности и неизменных антропогенных нагрузках, выходят на стационарный режим (рис. 5.9), когда суточные циклы моделируемых переменных стабилизируются на уровне, соответствующем их характерным значениям, установленным в результате осреднения во времени данных экологического мониторинга (см. подраздел 2.1.2). При этом, для учета вклада антропогенных источников в формирование

гидрохимического режима лагуны использовалась зависимость (5.1), где W_{tot} – объем вод Сиенага де Теска.

Результаты калибровки модели по суточному ходу содержания растворенного кислорода и выполнению суточного баланса в продукционно-деструкционных процессах при выходе модели на стационарный режим представлены на рис. 5.10.

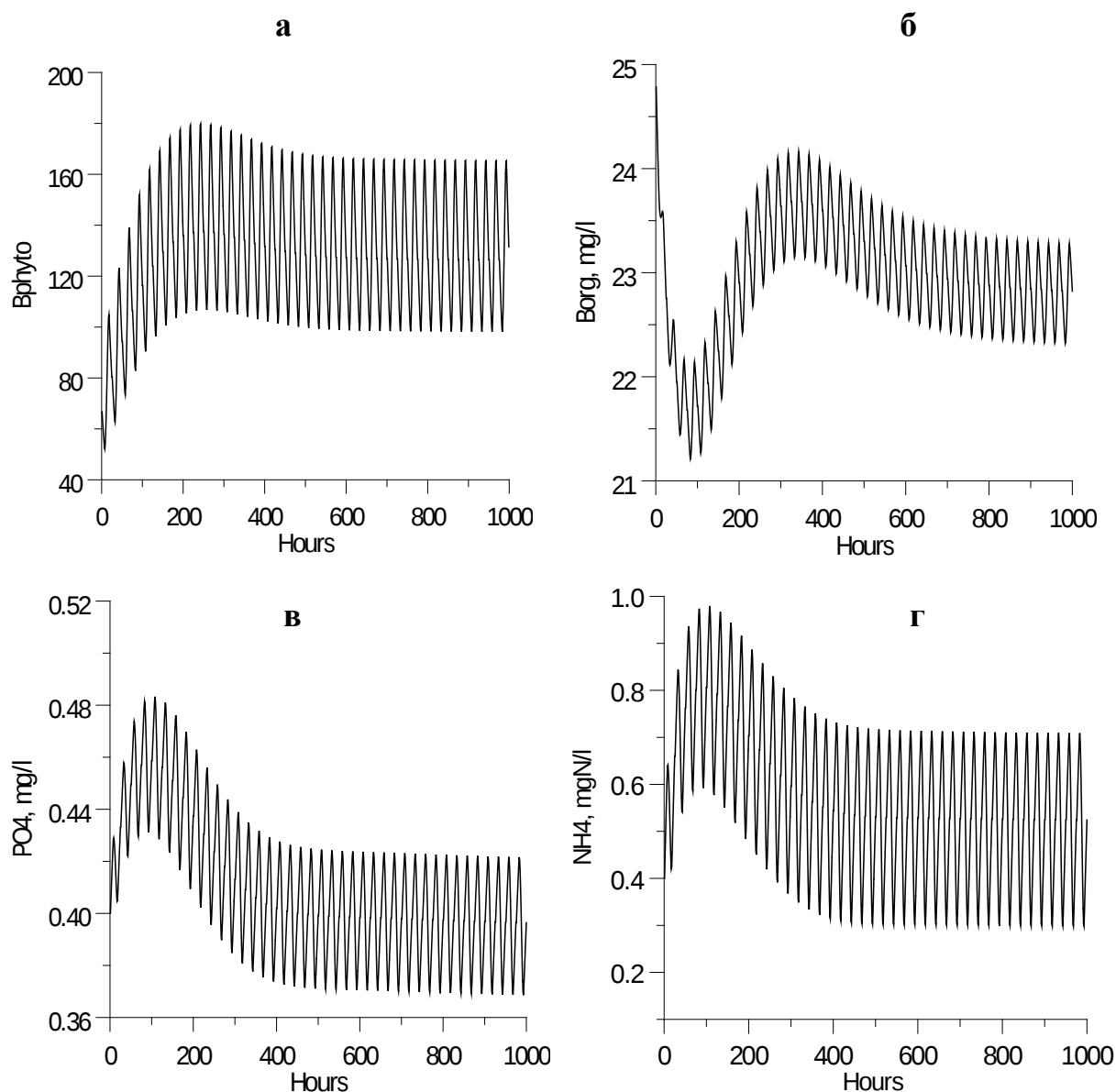


Рис. 5.9 Динамика выхода переменных на установившийся режим (сухой сезон) при асимптотической калибровке модели эвтрофикации вод лагуны Сиенага де Теска: а) биомасса фитопланктона, $мг.хл.а/м^3$; б) косное органическое вещество, $мгO_2/л$; в) фосфор фосфатов, $мгP/л$; г) азот аммония, $мгN/л$.

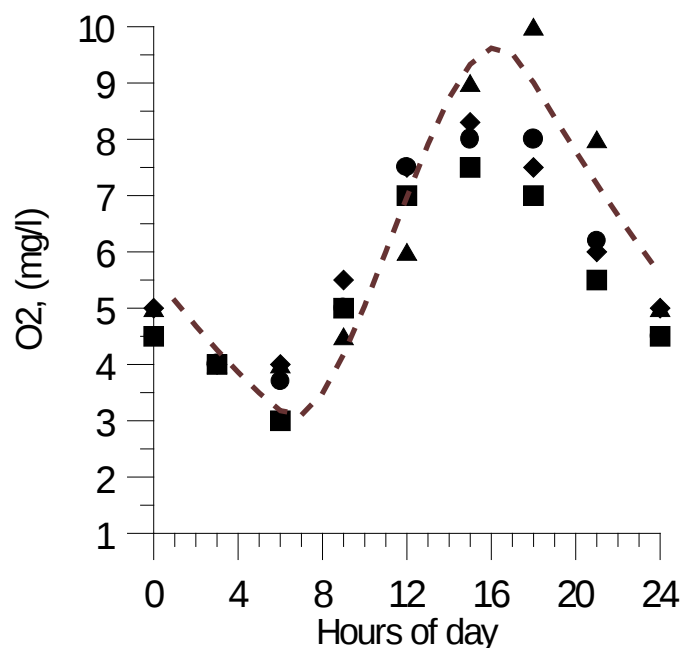


Рис. 5.10 Суточный ход содержания кислорода в водах Сиенага де Теска, мг/л, полученный по данным наблюдений в различных точках акватории (символы) и рассчитанный по модели (кривая)

На втором этапе, для проверки качества калибровки модели, выполненной в асимптотическом варианте (по установлению суточного хода), на масштабах сезонной и межгодовой изменчивости, был выполнен независимый расчет динамики моделируемых элементов экосистемы в течение двух лет (1996-1997 гг.) при переменных значениях интенсивности освещенности (рис. 5.11), рассчитанных по данным ежедневных наблюдений за влажностью воздуха и баллом облачности.

Результаты расчетов приведены на рис. 5.12. Модельные значения гидрохимических характеристик экосистемы в соответствующие моменты времени сравнивались со средними по акватории водоема их значениями, зафиксированными при проведении гидрохимических съемок в 1996-1997 гг. Как видно из рисунка, степень совпадения модельных и наблюдаемых величин достаточно высока, особенно если учесть тот факт, что в данном расчете не принимались во внимание водообмен лагуны Сиенага де Теска с морем и сезонная изменчивость составляющих водного баланса.

Таким образом, калибровка 0 -мерного варианта модели показала, что модель способна адекватно и с достаточной для использования в практических целях степенью достоверности описать изменчивость

основных химико-биологических показателей качества вод экосистемы лагуны.

Заключительная калибровка модели проводилась в 2 -мерном варианте, путем сравнения модельных и наблюдаемых пространственных распределений элементов экосистемы, и потребовала незначительной корректировки значений констант, определенных в численных экспериментах с 0 -мерным вариантом. Принятые в результате калибровки значения констант блока эвтрофикации приведены в табл. 5.2.

В численных экспериментах с 2 -мерным вариантом модели акватория Сиенага де Теска аппроксимировалась расчетной сеткой 49 x 111 узлов с шагом 100 м. Шаг по времени составлял 10 с. Расположение основных источников загрязнения (рис. 2.7) и параметры их сбросов (табл. Б.3) задавались на основе информации [133]. Пороговый коэффициент горизонтальной турбулентной диффузии примеси принимался равным $0.5 \text{ м}^2/\text{с}$.

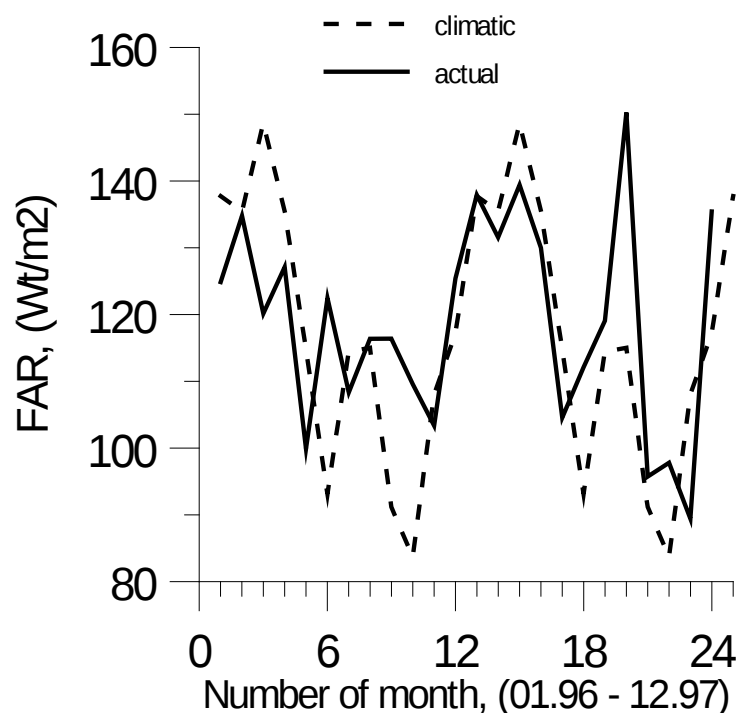


Рис. 5.11 Изменчивость средней за световой день проникающей через водную поверхность фотосинтетически активной солнечной радиации (ФАР), $\text{Вт}/\text{м}^2$, воспроизведенная моделью по среднемесячным данным метеорологических наблюдений в 1996 – 1997 гг. (непрерывная кривая) и среднемноголетним данным для п. Картахена (пунктир)

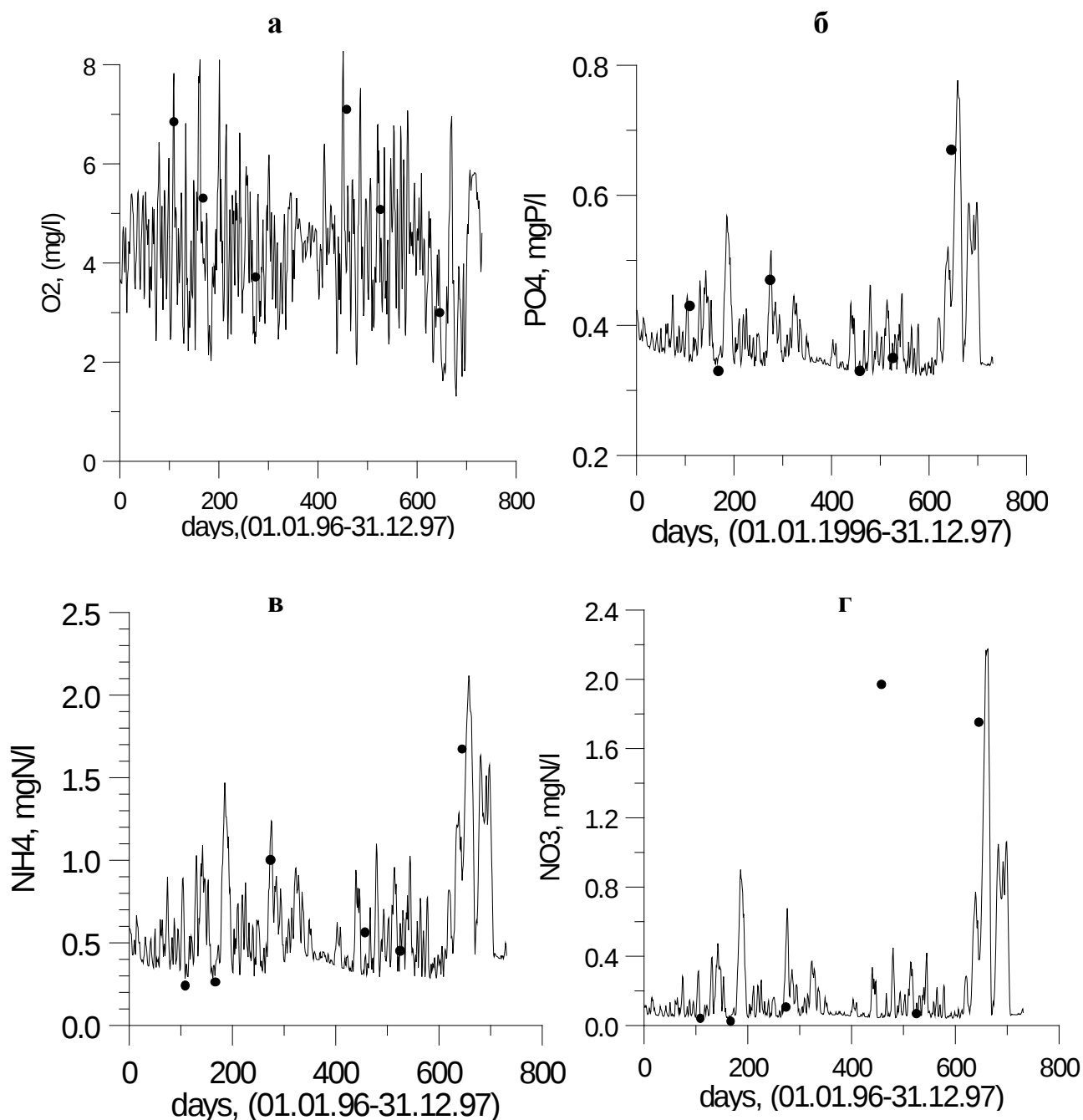


Рис. 5.12 Изменчивость содержания кислорода (а), мг/л, фосфатов (б), мгР/л, азота аммония (в) и нитратов (г), мгN/л, в лагуне Сиенага де Теска на протяжении двух лет, рассчитанная по 0 -мерной модели на 11 часов дня каждого суток (кривая) и полученная путем пространственного осреднения данных наблюдений (точки) в соответствующие моменты времени

Таблица 5.2

Значения констант блока эвтрофикации модели качества вод экосистемы лагуны Сиенага де Теска, полученные в результате ее калибровки

Параметр	Значение	Ед.измер.	Параметр	Значение	Ед.измер.
$V_f^{\max}$	4.0	1/сут	$\beta_{P/C}$	0.022	мгР/мгС
Π_{PO_4}	0.009	мгР/л	$\beta_{N/C}$	0.205	мгN/мгС
Π_N	0.075	мгN/л	$\beta_{C/X_{л.а}}$	40	мгС/мг.хл «а»
γ_f	0.15	1/сут	$\beta_{O_2/C}$	2.67	мгO ₂ /мгС
μ_f	0.4	1/сут	β_{O_2/N_1}	3.4	мгO ₂ /мгN
w_{gf}	0.4 (0.2)*	м/сут	β_{O_2/N_2}	1.1	мгO ₂ /мгN
K_{BOD}	0.36	1/сут	β_{P/O_2}	0.008	мгР/мгO ₂
η	0.9 (0.95)*	–	β_{N/O_2}	0.08	мгN/мгO ₂
ϕ	0.6	–	β_{P/O_2}^{ant}	0.0165	мгР/мгO ₂
Π_{O_2}	1.0	мгO ₂ /л	β_{N/O_2}^{ant}	0.28	мгN/мгO ₂
ν_{N_1}	0.24	1/сут	ζ_e	22.0	л/м ² ч
ν_{N_2}	8.0	1/сут	ζ_i	11.5	л/м ² ч
ν_{DN}	0.0 (1.4)*	1/сут	$Q_{PO_4}^{sed}$	0.	мгР/м ³ ч
a	57. (29.)*	мгO ₂ /м ² ч	$Q_{NH_4}^{sed}$	0.	мгN/м ³ ч
b	0.66	-	$\beta_{m3/l}$	0.001	м ³ /л

*- значения, используемые в 2-мерном варианте модели

Численные расчеты выполнялись в двух вариантах: для условий сухого и влажного периодов года. В сухой период года (январь - апрель) отсутствует водообмен лагуны с открытым морем, поэтому определяющее влияние на циркуляцию вод в водоеме оказывают доминирующие в этот сезон пассатные ветры силой до 8 м/с, дующие с северо-востока. Во влажный сезон года ветры слабы (среднесуточная скорость ≈ 3 м/с), открыт водообмен с морем через пролив в северной части лагуны, поэтому определяющее влияние на циркуляцию вод в Сиенага де Теска оказывают приливные колебания уровня на открытой границе с морем.

Численные эксперименты с моделью для влажного сезона года проводились при следующих условиях. На морской границе задавались приливные колебания уровня моря, рассчитанные на основе информации [119] о гармонических постоянных основных составляющих прилива в порту Картахена (табл. 5.3). Ширина пролива, соединяющего лагуну с морем принималась равной 100 м при глубине 1 м. Суточный цикл силы ветра задавался на основе средненоголетних данных метеостанции “Аэропорт–Картахена” для октября месяца. При этом направление ветра не изменялось и полагалось равным 220° .

Таблица 5.3

Гармонические постоянные основных составляющих прилива в порту Картахена

Обозначение Составл. волн	Амплитуда, см	Фаза, градусы
M_2	7.7	137
S_2	1.6	047
N_2	2.4	112
K_1	9.7	240
O_1	5.9	240

В расчетах для сухого сезона пролив перекрывался, следовательно водообмен с морем отсутствовал. Учитывалось понижение уровня воды в лагуне за счет интенсивного испарения (≈ 169 мм/мес) и отсутствия осадков. Оценочные расчеты показали, что, несмотря на отсутствие водообмена с морем, существенных изменений отметок уровня воды в водоеме не происходит, т. к. убыль воды за счет испарения практически компенсируется поступлением сточных вод в объеме $69\,870\text{ м}^3/\text{сут}$. Задавались пассатные ССВ ветра с суточным циклом изменчивости скорости ветра.

Расчеты проводились на 30 суток модельного времени. Как показали численные эксперименты, этого времени достаточно для выхода изменчивости переменных модели на условно стационарный режим, при неизменных внешних условиях. В начальный момент времени задавалось однородное пространственное распределение переменных модели на акватории водоема, в соответствии с табл. 2.2.

На рис. 5.13 приведены типичные для сухого и влажного периодов года поля интегральных по глубине (баротропных) течений в лагуне Сиенага де Теска. В сухой сезон пролив закрыт и характер циркуляции вод полностью определяется суточной изменчивостью силы ветра (поскольку предполагается, что направление пассатных ветров не меняется). Вдоль западного и восточного берегов водоема формируются потоки, направленные по ветру (с севера на юг), а в центральной, более глубокой части водоема формируется компенсационный поток, направленный с юга на север (рис. 5.13. а, b). Максимальная скорость средних по глубине течений изменяется в течение суток от 10 до 20 см/с, в соответствии с суточным циклом силы ветра. В южной части акватории образуется стационарный антициклонический круговорот. В мелководной и узкой северной части лагуны упорядоченные вихревые структуры не образуются и поле течений очень изменчиво.

На рис. 5.13. с, d представлена характерная для сезона дождей структура интегральных по глубине течений, формируемая под влиянием прилива (поскольку пролив открыт) и слабых юго-восточных ветров. Хорошо виден интенсивный водообмен через пролив в северной части лагуны, скорости течений в котором меняются от 20 до 60 см/с, в зависимости от фазы прилива.

Во влажный сезон система циркуляции вод, по сравнению с сухим периодом года, меняется на противоположную. В южной части акватории образуется стационарный циклонический вихрь, который ослабевает в фазе падения уровня моря - отлива (рис. 5.13.с) и интенсифицируется в фазе подъема уровня - прилива (рис. 5.13.d).

Результаты расчетов типичного пространственного распределения некоторых моделируемых переменных состояния экосистемы Сиенага де Теска в сухой и влажный периоды года на 30-е сутки модельного времени приведены на рис. 5.14. В сухой сезон, из-за более благоприятных для фотосинтеза условий освещенности, продукция фитопланктона, а следовательно, и утилизация им минеральных соединений азота и фосфора превышает аналогичные показатели для влажного сезона. Поэтому, в целом по водоему, во влажный период года концентрации неорганических биогенных веществ выше.

В сухой сезон максимальные биомассы фитопланктона, концентрации неорганических соединений биогенных элементов и косного органического вещества наблюдаются в юго-западной части акватории. Пространственное распределение минеральных соединений азота и фосфора характеризуется наличием языка повышенных концентраций, который вытягивается с юго-запада на северо-восток акватории и соответствует направленному против ветра компенсационному течению (рис. 5.13).

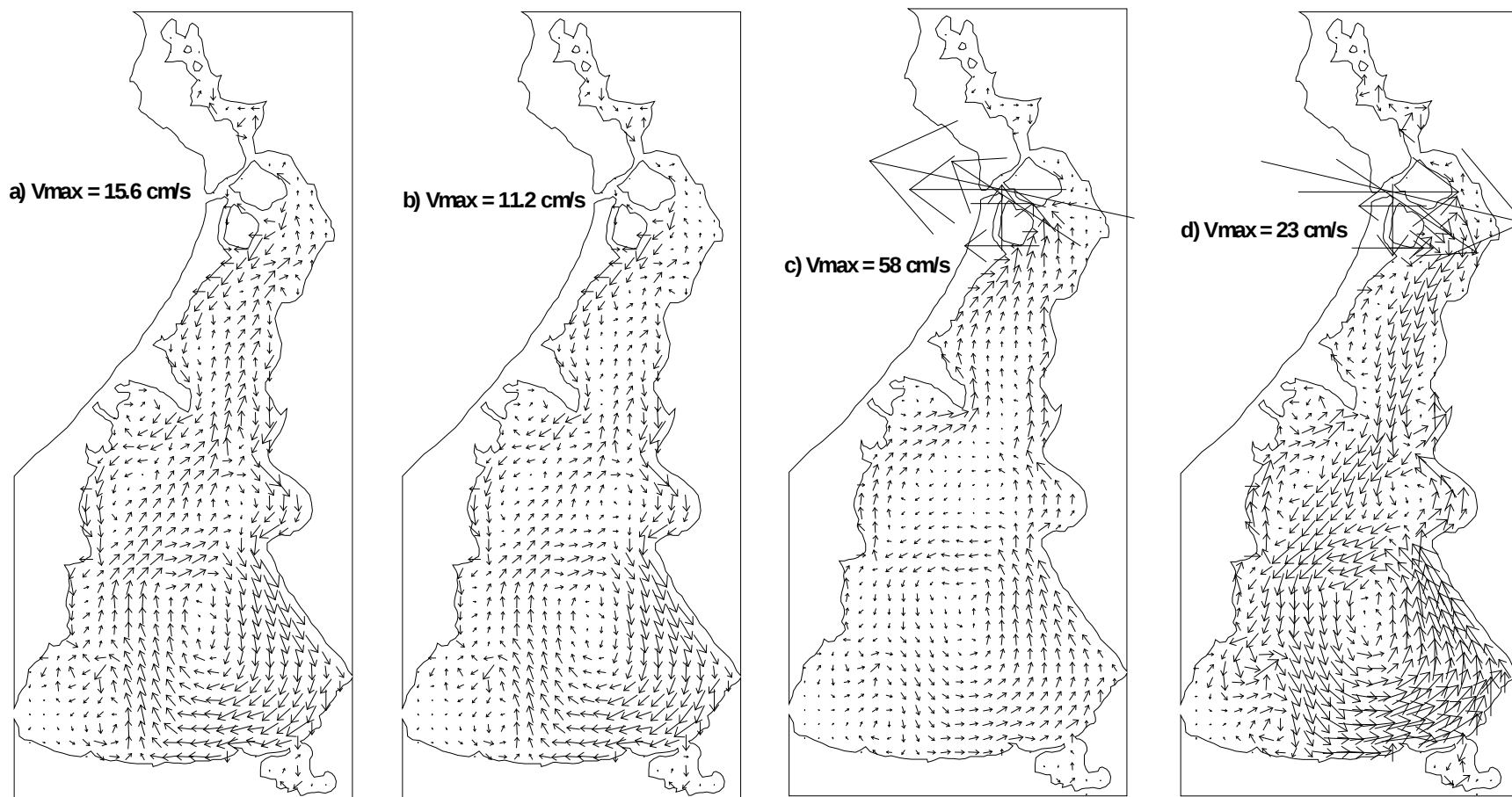


Рис. 5.13 Поле векторов интегральных по глубине течений в сухой (пролив закрыт; а – 0 ч. , б – 12 ч. суток) и влажный (пролив открыт; с – 0 ч., д – 10 ч. суток) сезоны года

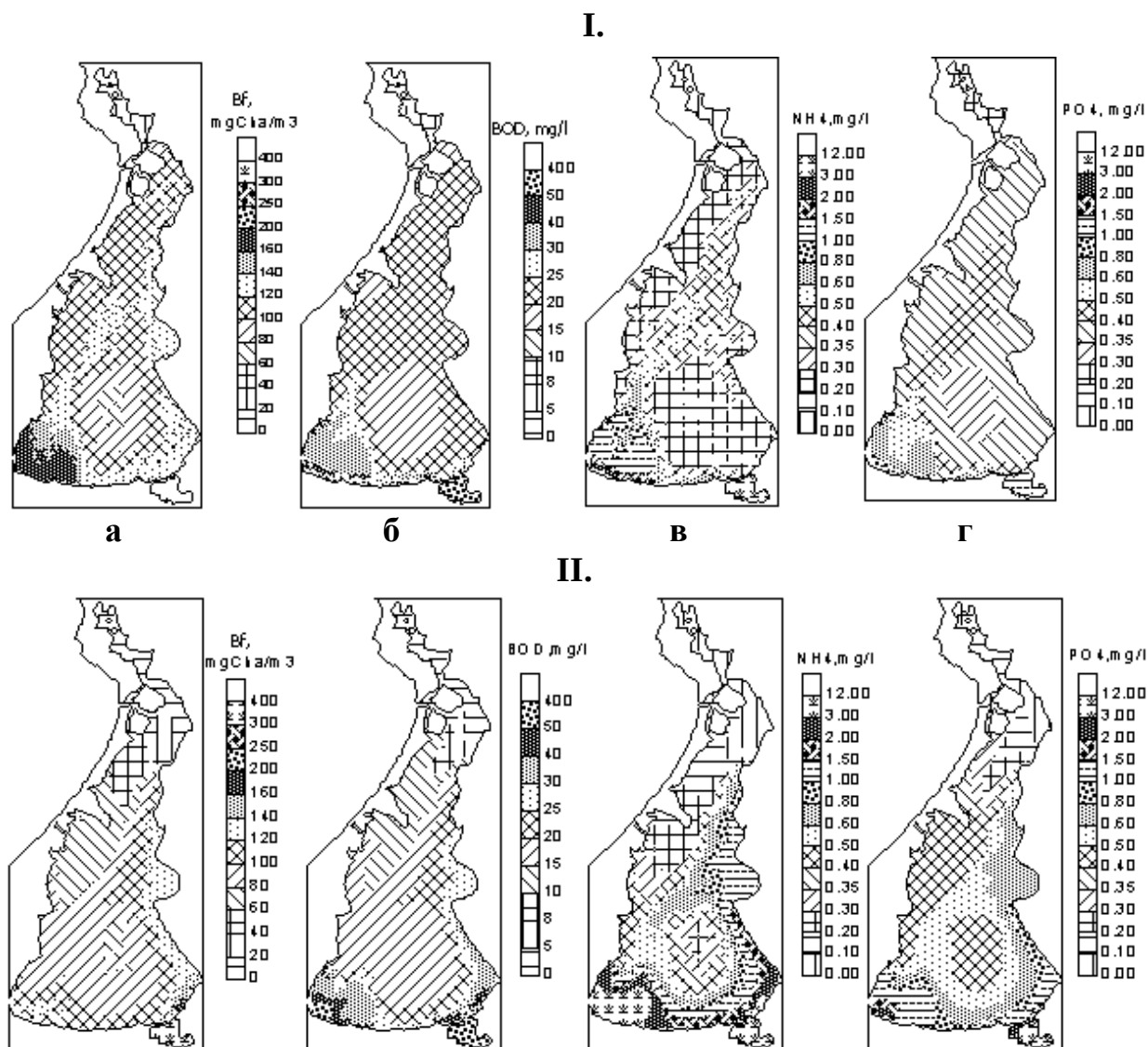


Рис. 5.14 Пространственное распределение биомассы фитопланктона, мг.хл.а/м^3 , (а); косного органического вещества, $\text{мгO}_2/\text{л}$, (б); аммония, мгN/л , (в); фосфатов, мгP/л , (г), полученное по модели для современных условий в сухой (I) и влажный (II) сезоны года

Во влажный сезон, под влиянием водообмена с морем, смены доминирующего направления и уменьшения силы ветров, система течений и распределение моделируемых характеристик экосистемы меняются. Высокие биомассы фитопланктона, концентрации минеральных соединений биогенных элементов и косного органического вещества наблюдаются вдоль южного и восточного берегов водоема. Относительно

чистые морские воды распространяются с севера вдоль западной границы акватории Сиенага де Теска.

Полученные с помощью модели результаты соответствуют данным наблюдений как по порядку получаемых значений моделируемых переменных, так и по характерным тенденциям их пространственно-временной изменчивости [123, 162].

5.3.2. Калибровка модели для лимана Сиенага Гранде де Санта-Марта

Поскольку средняя глубина лимана Сиенага Гранде де Санта Марта составляет 1.6 м, то для моделирования динамики и качества его вод использовалась 2 -мерная модификация модели.

При моделировании рассматривалась акватория лимана без системы прилегающих к нему малых озер Пахаралес. При этом, водо- и массообмен (неорганическим азотом и фосфором, органическим веществом и т.п.) между лиманом и рекой Магдалена через систему каналов и комплекс озер Пахаралес рассчитывался на основе воднобалансовой гидравлической модели [151] и учитывался при задании граничных условий.

Калибровка 0 -мерной версии модели эвтрофикации лимана выполнялась в асимптотическом варианте для среднегодовых гидрометеорологических условий (потока ФАР, расходов рек и каналов). Длительность счета составляла 100 - 300 часов модельного времени. В ходе численных экспериментов определялись значения параметров и коэффициентов модели, при использовании которых, начиная с некоторого момента времени, происходит установление суточного хода моделируемых элементов экосистемы. При этом, в установившемся суточном ходе элементов, их значения, соответствующие утренним часам суток, должны соответствовать данным табл. 2.4, т.к. именно в это время суток проводились наблюдения.

При нахождении значений параметров, определяющих первичную продукцию фитопланктона, использовались данные специализированных натурных экспериментов [136, 137, 149].

Вклад в формирование гидрохимического режима лимана стока рек и водообмена через каналы учитывался с помощью выражения (5.1) .

Зависимость коэффициента ослабления интенсивности освещенности с глубиной от биомассы фитопланктона (рис. 5.15.б)

описывалась эмпирическим уравнением вида: $\alpha = 2.8 + 0.028B_{f, \text{хл.а}}$ (где $B_{f, \text{хл.а}}$ – биомасса фитопланктона, мг.хл.а/м³), полученным на основе анализа данных наблюдений за концентрацией хлорофилла «а» и прозрачностью вод в центральной точке лимана.

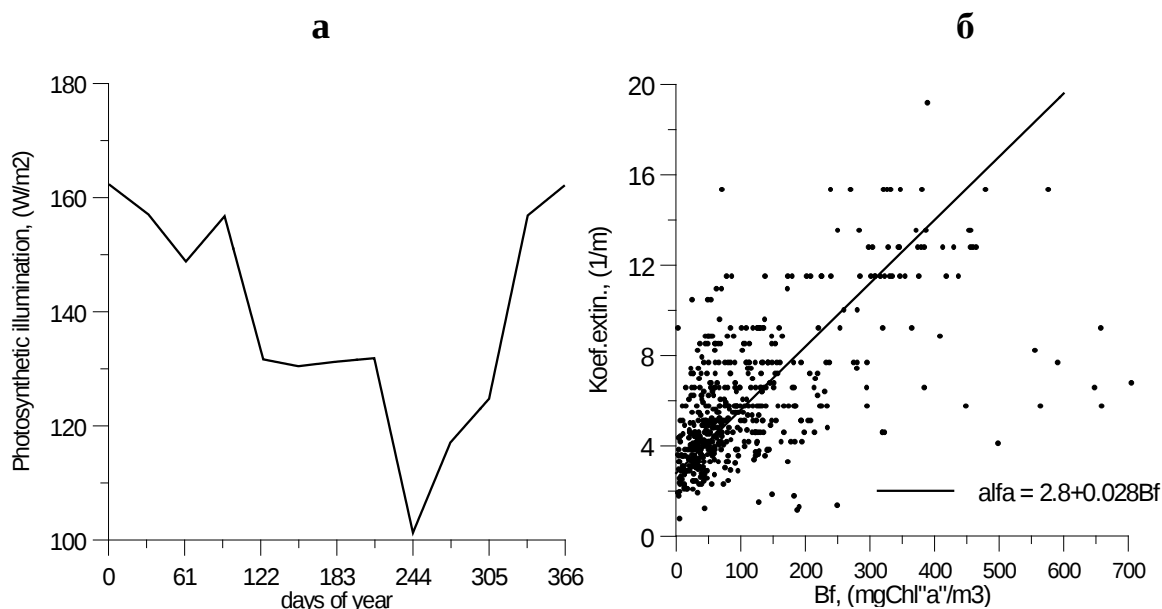


Рис. 5.15 Внутригодовая изменчивость потока фотосинтетически активной радиации, Вт/м², (а) и эмпирическая зависимость коэффициента ослабления интенсивности освещенности, 1/м, от концентрации хлорофилла «а», мг.хл.а/м³, в водах лимана (б)

Для того чтобы использовать все накопленные за 20 лет экологического мониторинга данные и результаты специализированных экспериментов, калибровка 0 -мерного варианта модели проводилась как для условий 1980 -х годов, когда минеральный азот лимитировал первичную продукцию органического вещества фитопланктоном, так и для условий 1990 -х годов, когда он перестал играть эту роль.

Численные эксперименты показали, что для отражения в модели перехода экосистемы лимана от стационарного состояния, наблюдаемого в 1980 -х годах, к ее среднестатистическому состоянию в 1990 -х годах, достаточно выполнить коррекцию следующих трех параметров: соотношения между органическим углеродом и хлорофиллом «а» в клетках фитопланктона (уменьшить в 3 раза), удельных скоростей роста и

естественной смертности фитопланктона (увеличить на 20 %). Также потребовалось увеличить в несколько раз потоки минеральных соединений биогенных элементов из донных отложений и поглощения кислорода донными осадками. Эта коррекция соответствует теоретическим представлениям об изменениях, происходящих в водных экосистемах при повышении уровня их трофности.

Известно, что при усилении эвтрофирования морских экосистем преимущество в развитии получают мелкие виды водорослей, которые характеризуются высоким содержанием в клетках хлорофилла «а» и имеют более короткий жизненный цикл (большую скорость отмирания). Увеличение первичной продукции в экосистеме при развитии эвтрофикации приводит к увеличению поступления органического вещества в донные отложения, а продуктов его разложения – из донных отложений.

Динамика выхода отдельных переменных модели на стационарный режим, соответствующий состоянию экосистемы в 1990 -х годах (см. табл. 2.3-2.4), показана на рис. 5.16.

Калибровка точечной версии модели в динамическом варианте не проводилась из-за отсутствия данных об изменчивости в период экологического мониторинга 1990 -х годов составляющих водного баланса лимана, а также относительной влажности воздуха и балла облачности (необходимых для расчета изменчивости потока ФАР).

При переходе к 2 -мерной версии модели возникла необходимость в дополнительной коррекции отдельных констант модели, поскольку на получаемые результаты влияют морфологические особенности лимана и положение источников загрязнения. Кроме того, в 2 -мерном варианте модели, в отличие от точечного, учитывается водообмен лимана с открытым морем.

Принятые в результате калибровки значения параметров и коэффициентов модели приведены в таблице 5.4.

В численных экспериментах с 2 -мерной версией модели акватория лимана аппроксимировалась расчетной сеткой 138 x 156 узлов с шагом 200 м. Пороговый коэффициент горизонтального турбулентного обмена принимался равным $0.6 \text{ м}^2/\text{с}$. В гидродинамическом блоке модели шаг по времени составлял 20 с, в химико-биологическом – 1 час. Сезонная изменчивость ФАР (рис. 5.15.а) рассчитывалась на основе многолетних среднемесячных данных о годовом ходе балла облачности и относительной влажности воздуха в исследуемом районе. На открытой морской границе задавались приливные колебания уровня моря [119].

Расчеты с 2 -мерным вариантом модели проводились для четырех характерных месяцев года: марта, мая, июля и октября. Длительность счета составляла 20 суток. Как показали численные эксперименты, этого

времени достаточно для установления пространственного распределения моделируемых переменных состояния экосистемы.

Результаты численных расчетов типичного распределения элементов экосистемы лимана для условий марта, мая, июля и октября представлены на рисунках 5.17, 7.23.1.

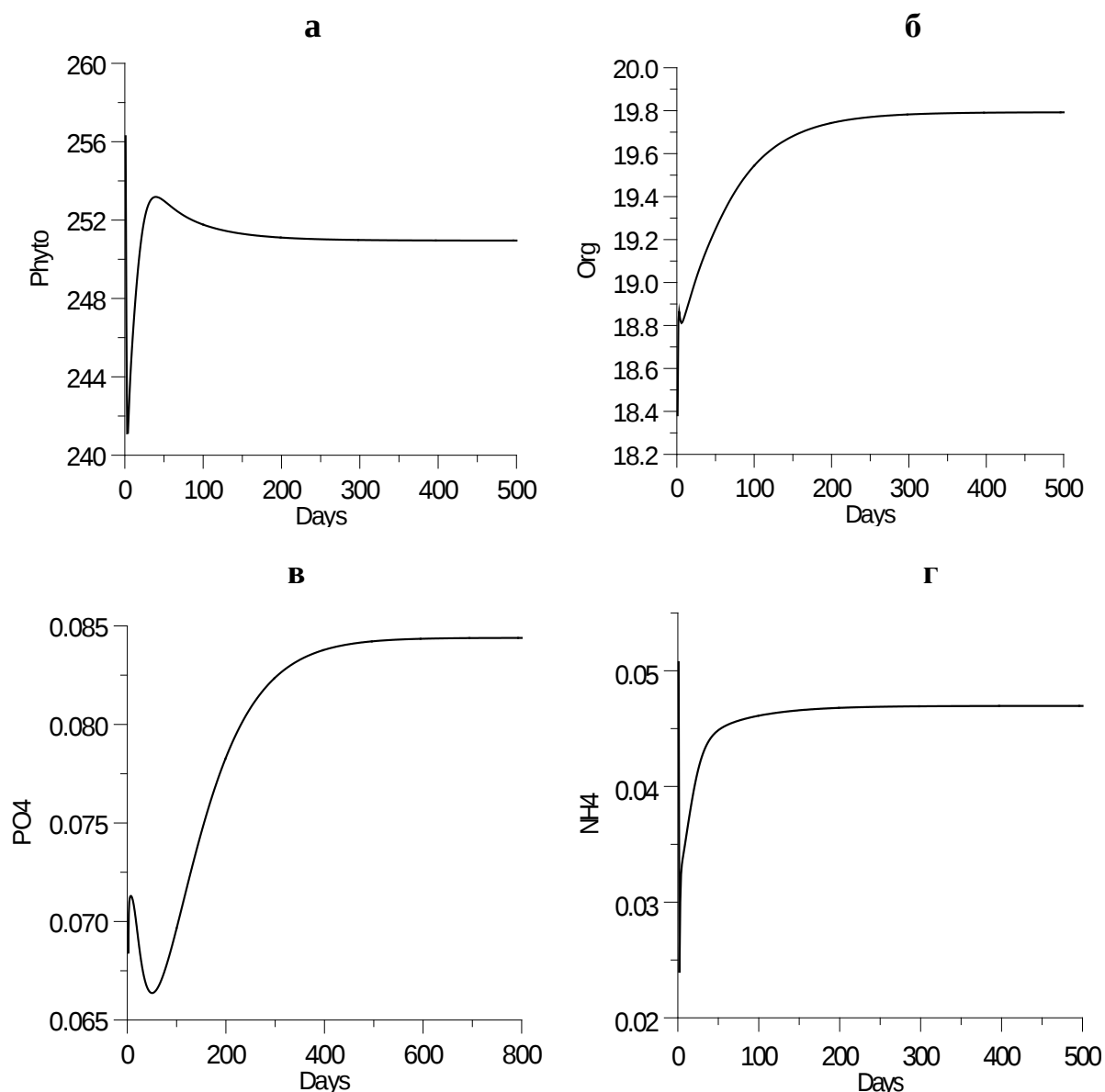


Рис. 5.16 Динамика выхода переменных точечной модели на установившийся режим при неизменных внешних воздействиях на экосистему природных и антропогенных факторов: а) биомасса фитопланктона, mg.chl.a/m^3 ; б) косное органическое вещество, $\text{mgO}_2/\text{л}$; в) фосфаты, mgP/л ; г) аммоний, mgN/л

Таблица 5.4

Значения параметров модели эвтрофикации вод лимана Сиенага Гранде де Санта-Марта, полученные в результате ее калибровки на основе данных литературных источников и мониторинга

Параметр	Значение	Ед.измер.	Параметр	Значение	Ед.измер.
$V_f^{\max}$	10.0	1/сут	$\rho_{4,d}$	0.2	–
II_{PO4}	0.006	мгР/л	$\beta_{P/C}$	0.024	мгР/мгС
II_N	0.025	мгN/л	$\beta_{N/C}$	0.176	мгN/мгС
γ_f	0.2 (0.1)*	–	$\beta_{C/X_{л.а}}$	18	мгС/мг.хл.а
μ_f	0.5 (0.4)*	1/сут	$\beta_{O_2/C}$	2.67	мгO ₂ /мгС
I_{opt}	95	Вт/м ²	$\beta_{O_2/N1}$	3.4	мгO ₂ /мгN
$V_b^{\max}$	1.5	1/сут	$\beta_{O_2/N2}$	1.1	мгO ₂ /мгN
II_{org}	3750	мгС/м ³	ν_{N1}	0.3	мгO ₂ /мгС
$B_b^{\max}$	2500	мгС/м ³	ν_{N2}	3.0	мгO ₂ /мгС
II_{O_2}	1.0	мг/л	ϕ	0.95	–
E	0.33	–	$\beta_{m3/l}$	0.001	м ³ /л
$V_z^{\max}$	0.75	1/сут	a	12. (27.)*	мгO ₂ /м ² ч
γ_z	0.1	1/сут	b	0.66	–
μ_z	0.12 (0.07)*	1/сут	ζ_e	22.0	л/м ² ч
II_z	4150	мгС/м ³	ζ_i	11.5	л/м ² ч
$\eta_i, i=1,..4$	0.6	–	Q_{PO4}^{sed}	0.319 (0.35)*	мгР/м ² ч
$\rho_{1,f}$	0.5	–	Q_{NH4}^{sed}	2.88 (2.67)*	мгN/м ² ч
$\rho_{2,b}$	0.2	–	w_g	0.1	м/сут
$\rho_{3,z}$	0.1	–			

*- значения, используемые в 2 - мерном варианте модели

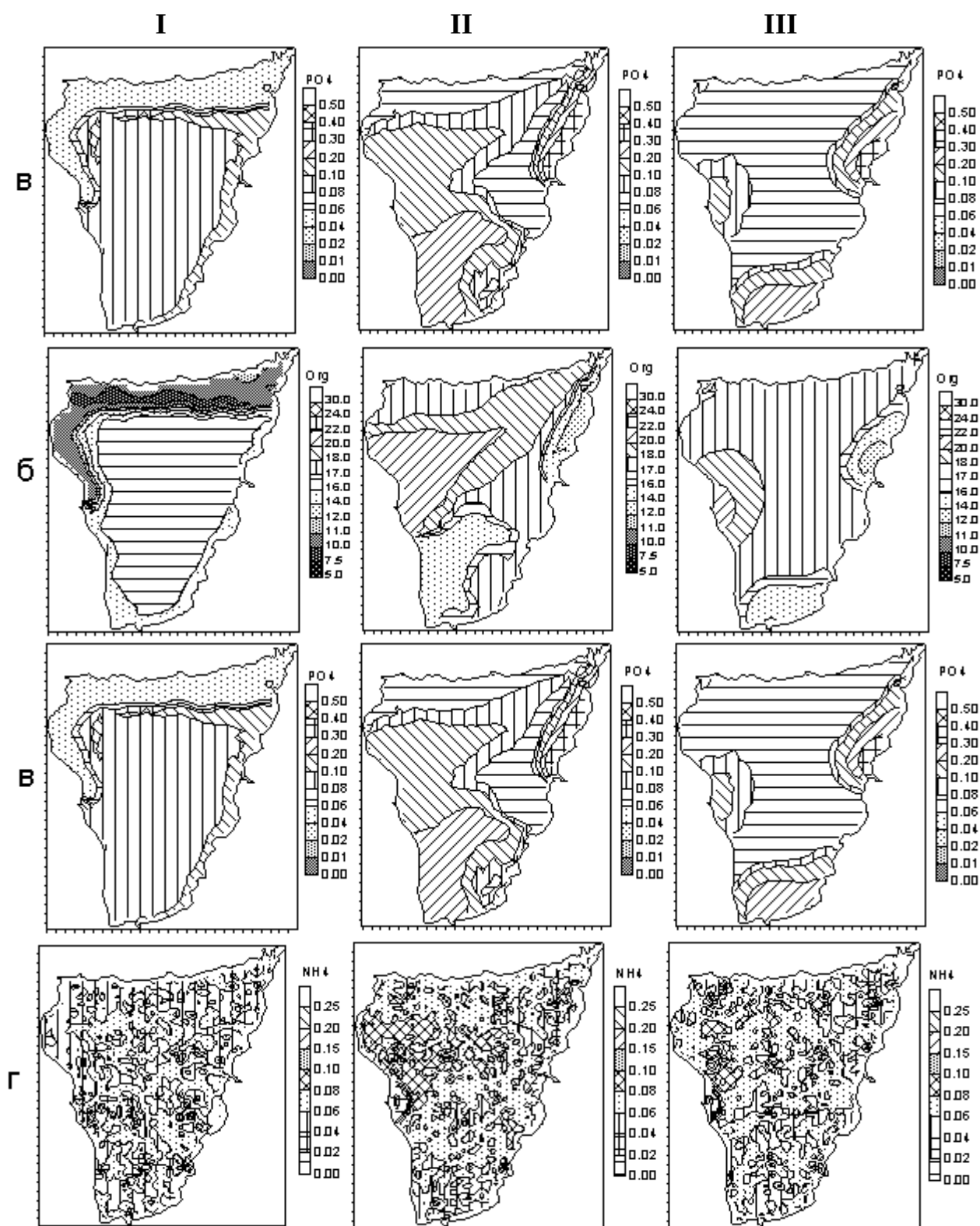


Рис. 5.17 Полученные с использованием модели типичные пространственные распределения биомассы фитопланктона (а), мг.хл.а/м^3 ; содержания косного органического вещества (б), $\text{мгO}_2/\text{л}$, фосфатов (в), мгP/л , азота аммония (г), мгN/л , в марте (I), мае (II) и июле (III)

Расчеты показали, что в сухой сезон, когда расход рек минимален (см. табл. 2.5), водообмен через каналы направлен из моря в лиман и из него – в прилегающие малые озера. Относительно чистые морские воды, с низким содержанием неорганических соединений биогенных элементов и органического вещества, проникают в центральную часть лимана. Продукция фитопланктона в сухой период года лимитируется низким содержанием в водах лимана минерального азота, поскольку поступление его из внешних источников минимально. Содержание минерального фосфора в водах лимана, источников его загрязнения (реках, малых озерах) и прилегающего к лиману участка моря значительно превышает лимитирующие фотосинтез значения (см. табл. 2.4; 5.4). Поэтому сезонная изменчивость содержания фосфатов не оказывает существенное влияние на первичную продукцию органического вещества в экосистеме лимана.

В малый сезон дождей (май) возрастают расходы рек, водообмен с прилегающими озерами направлен в сторону лимана. Поскольку отметка уровня воды в лимане в этот период выше отметки уровня моря, то водообмен с морем практически не оказывает положительное влияние на содержание загрязняющих веществ в водоеме за счет разбавления. Как следствие, за счет притока минерального азота и фосфора с водами р. Магдалена через систему каналов и озер, а также из малых рек, биогенные элементы перестают лимитировать продукцию фитопланктона и она полностью определяется освещенностью внутри водной колонки, которая в свою очередь зависит от содержания в водах лимана минеральной и органической взвеси.

В июле расходы рек близки к их среднегодовым значениям, отклонения отметок уровня воды в озерах и лимане от уровня моря минимально (см. табл. 2.6). В результате, уровень трофности вод лимана уменьшается по сравнению с наблюдаемым в мае, но по-прежнему превышает значения, полученные для сухого сезона (март).

В октябре (рис. 7.23.1) основное влияние на содержание в лимане минеральных соединений биогенных элементов и косной органики оказывает поступление загрязненных вод из реки Магдалена через систему каналов и озер. В этот период года прозрачность вод лимана минимальна, а содержание в них минеральной и органической взвеси, биогенных веществ – максимально.

Указанные тенденции сезонной изменчивости характеристик экологического состояния вод лимана Сиенага Гранде де Санта Марта, установленные по результатам моделирования в ходе калибровки 2 - мерного варианта модели, согласуются с данными экологического мониторинга [147, 160].

Верификацией модели можно считать также результаты решения задачи самоочищения вод лимана от ДДТ, с использованием данных

наблюдений [147] за его концентрацией в водах источников загрязнения (реках, каналах) и центральной точке акватории лимана, полученных в ноябре 1999 г. Согласно данным мониторинга, при содержании ДДТ в водах реки Фундасион 23 нг/л, р. Аракатака – 79 нг/л, каналов Гранде и Кларин – 2 и 6 нг/л, соответственно, в центральной точке лимана загрязнение составляло 3 нг/л. Скорость деградации ДДТ в распресненной морской воде принималась равной $0.8 \cdot 10^{-7}$ 1/с [68]. Результаты расчетов загрязнения акватории лимана (рис. 5.18), выполненные по модели самоочищения вод для сезона дождей, хорошо согласуются с данными наблюдений в центральной точке лимана.

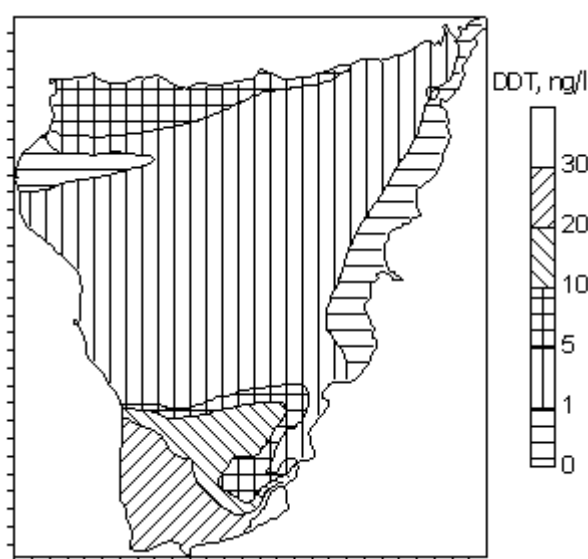


Рис. 5.18 Полученное по модели самоочищения вод для условий ноября 1999 г. поле содержания ДДТ, нг/л, в водах лимана

5.3.3. Калибровка модели для бухты Картахена

Поскольку глубины в бухте Картахена достигают 26 м при глубине фотического слоя ≈ 4 м и проливов, соединяющих ее с морем, менее 3 м (за исключением узкого навигационного канала), то математическая модель, используемая для описания динамики и качества вод бухты, должна быть 3-мерной.

Предварительная оценка параметров блока эвтрофикации выполнялась на основе данных литературных источников о наиболее вероятных значениях удельных скоростей химико-биологических процессов в теплых эвтрофных водах. С помощью представленных в этих источниках эмпирических зависимостей (см. раздел 5.1), параметры модели были приведены к температурным условиям *in situ* (температура воды $\approx 30^\circ \text{C}$ в течение всего года). Кроме того, была реализована серия специализированных натурных и лабораторных экспериментов, в ходе которых определялись значения констант скорости биохимического окисления органического вещества и регенерации минеральных соединений биогенных элементов, первичной продукции органического вещества фитопланктоном в водах бухты для условий сухого и влажного сезонов, потока поглощения растворенного кислорода донными отложениями в различных точках бухты [152, 153].

Основным критерием выбора в ходе калибровки того или иного значения констант модели являлось, с одной стороны, максимальное соответствие динамики описываемых моделью процессов данным натурных наблюдений, а, с другой стороны, соответствие этих значений оценкам, полученным другими исследователями.

Калибровка модели эвтрофикации бухты на основе данных натурных наблюдений выполнялась первоначально в 1-мерном ее варианте, который, по сути, представлял собой модель годовой динамики вертикального распределения компонентов экосистемы, с учетом внешних потоков вещества и энергии. На этом этапе основная задача калибровки заключалась в достижении соответствия порядков получаемых по модели и наблюдаемых значений моделируемых компонентов экосистемы.

Сезонная изменчивость ветровых условий, расходов канала Дикую, прозрачности вод и метеорологических параметров для расчета потока ФАР задавалась на основе данных многолетних наблюдений. Приливные колебания уровня моря на открытой границе, как и для остальных тропических водоемов, задавались на основе информации [119] об основных гармонических составляющих прилива в порту Картахена (см. табл. 5.3).

Предварительный корреляционный анализ данных мониторинга позволил установить вклад минеральной взвеси в ослабление интенсивности освещенности вод бухты с глубиной [142]:

$$\alpha_{\text{sus}} = 1.31 C_{\text{sus}}^{0.542}, \quad (5.5)$$

где C_{sus} — концентрация минеральной взвеси в поверхностном слое, мг/л.

При расчетах использовалась зависимость вида:

$$\alpha = \alpha_0 + \alpha_{\text{sus}} + \alpha_f ,$$

где α – суммарный коэффициент ослабления интенсивности освещенности с глубиной, $1/\text{м}$, составные части которого: α_0 – коэффициент экстинкции, характерный для океанских вод, α_{sus} и α_f – коэффициенты, учитывающие вклад минеральной взвеси и фитопланктона в ослабление потока ФАР, причем согласно [76]

$$\alpha_f = 0.0088B_{f,\text{хл.а}} + 0.054B_{f,\text{хл.а}}^2, \quad (5.6)$$

где $B_{f,\text{хл.а}}$ – концентрации хлорофилла «а» в фотическом слое.

Численные эксперименты с одномерной моделью проводились в два этапа. На первом этапе (асимптотическая калибровка) цель расчетов заключалась в получении, при неизменных внешних воздействиях (среднегодовые условия), установившегося вертикального распределения элементов модели, соответствующего реальному. Эта цель достигалась путем коррекции в допустимых пределах первичных значений параметров химико-биологического блока модели эвтрофикации, установленных на этапе прекалибровки.

На втором этапе (динамическая калибровка), в задачу вводился климатический годовой ход ФАР, скорости ветра, расходов канала Дикюз, солености вод поверхностного слоя бухты. Проводилась повторная коррекция параметров и коэффициентов модели для достижения максимального соответствия между рассчитанной и установленной из наблюдений сезонной изменчивостью моделируемых элементов экосистемы в фотическом слое. Эти значения констант использовались в дальнейшем в 3 -мерном варианте модели.

Некоторые результаты калибровки 1 -мерного варианта модели приведены на рис. 5.19 – 5.20. Несмотря на значительную формализацию задачи, изменчивость химико-биологических элементов экосистемы, полученная по модели, в целом соответствует данным натурных наблюдений (см. пункт 2.1.1). В придонном слое максимальные концентрации растворенного кислорода соответствуют сухому сезону, а минимальные – малому и большому сезонам дождей (рис. 5.19). К сожалению, отсутствие единого комплекса наблюдений за внутренними и внешними факторами, определяющими динамику компонентов экосистемы бухты, не позволило провести более точную калибровку модели.

В численных экспериментах с 3 -мерной моделью акватория бухты Картахена аппроксимировалась расчетной сеткой 37 x 64 узла с шагом 250 м. Шаг по времени составлял 12 секунд в гидродинамическом блоке и 1 час в химико-биологическом. Пороговое значение коэффициента горизонтальной турбулентной диффузии полагалось равным $1.0 \text{ м}^2/\text{с}$. Использовались 10 расчетных уровней по вертикальной координате.

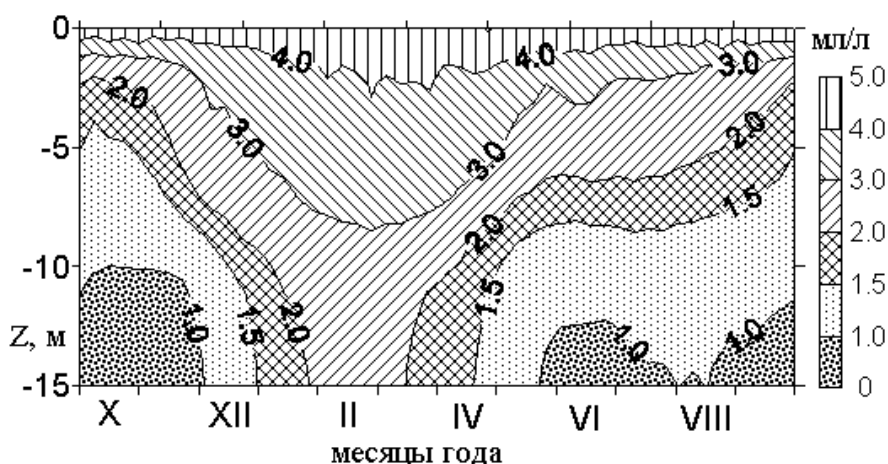


Рис. 5.19 Внутригодовая изменчивость вертикального распределения кислорода в водах б.Картахена, мл/л, полученная при калибровке 1 - мерного варианта модели

Рассчитывались типовые пространственные распределения элементов экосистемы на акватории бухты в сухой и влажный сезоны года. Здесь, как и ранее, под «типовым» (характерным) пространственным распределением химико-биологических характеристик экосистемы понимается такое их распределение, которое соответствует стационарному состоянию, к которому приходит экосистема при неизменных внешних воздействиях (антропогенных нагрузках, гидрометеорологических условиях) и заданных параметрах функционирования экосистемы.

Расчеты типовых для различных сезонов года распределений химико-биологических переменных состояния экосистемы бухты проводились с целью уточнения параметров и верификации 3 -мерного варианта модели, путем сравнения модельных полей с данными натурных наблюдений. Одновременно, на этом этапе калибровки модели, определялись характерные особенности пространственной изменчивости элементов экосистемы бухты в сухой и влажный сезоны года, а также

формирующие их факторы; выяснялась роль в эвтрофикации бухты различных антропогенных источников загрязнения.

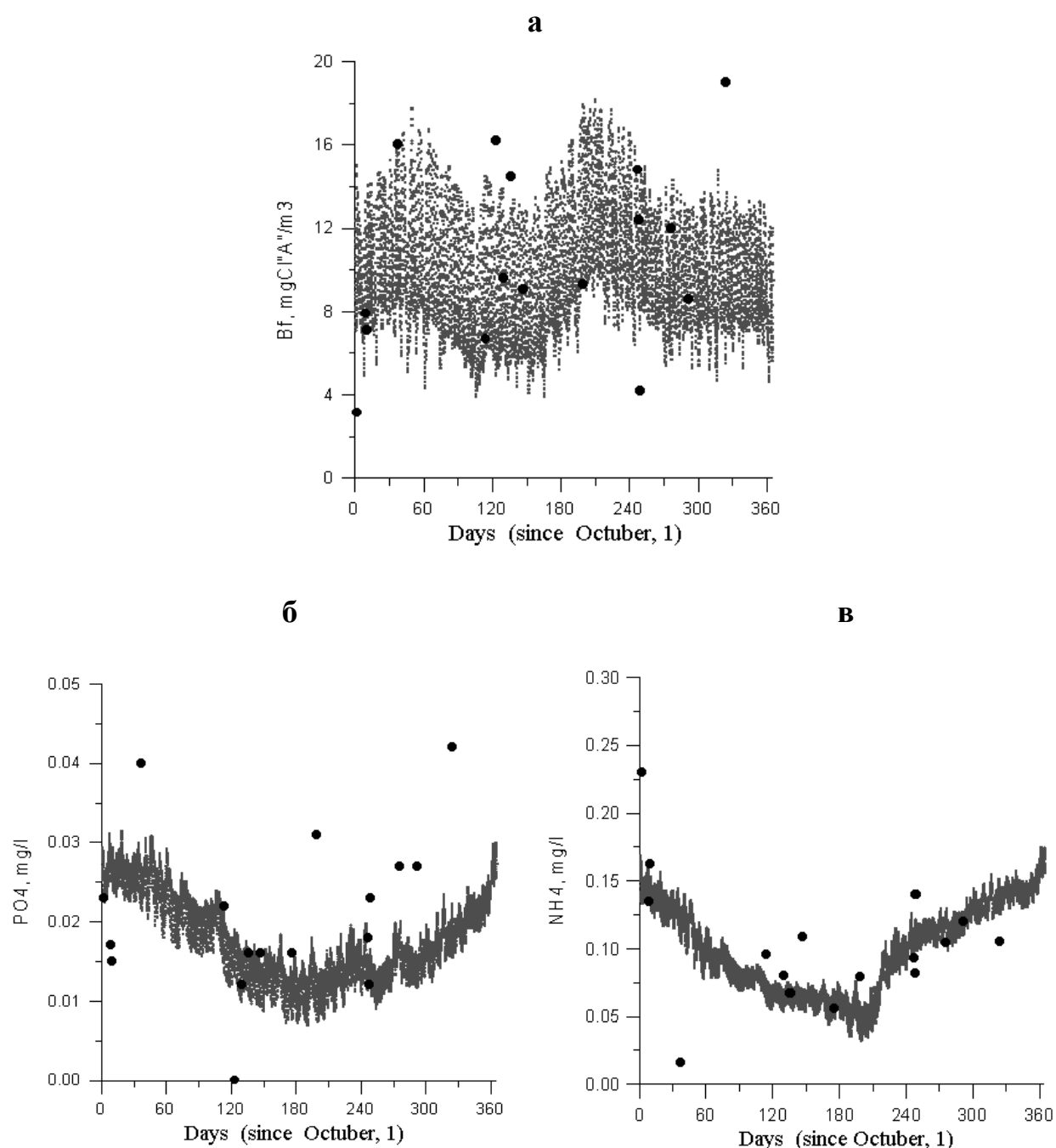


Рис. 5.20 Внутригодовая изменчивость биомассы фитопланктона (а), $\text{mg.хл.а}/\text{м}^3$, азота аммония (б), $\text{mgN}/\text{л}$, фосфора фосфатов (в), $\text{mgP}/\text{л}$, полученная по 1 -мерной модели (кривая) и при пространственном осреднении данных наблюдений в бухте (точки)

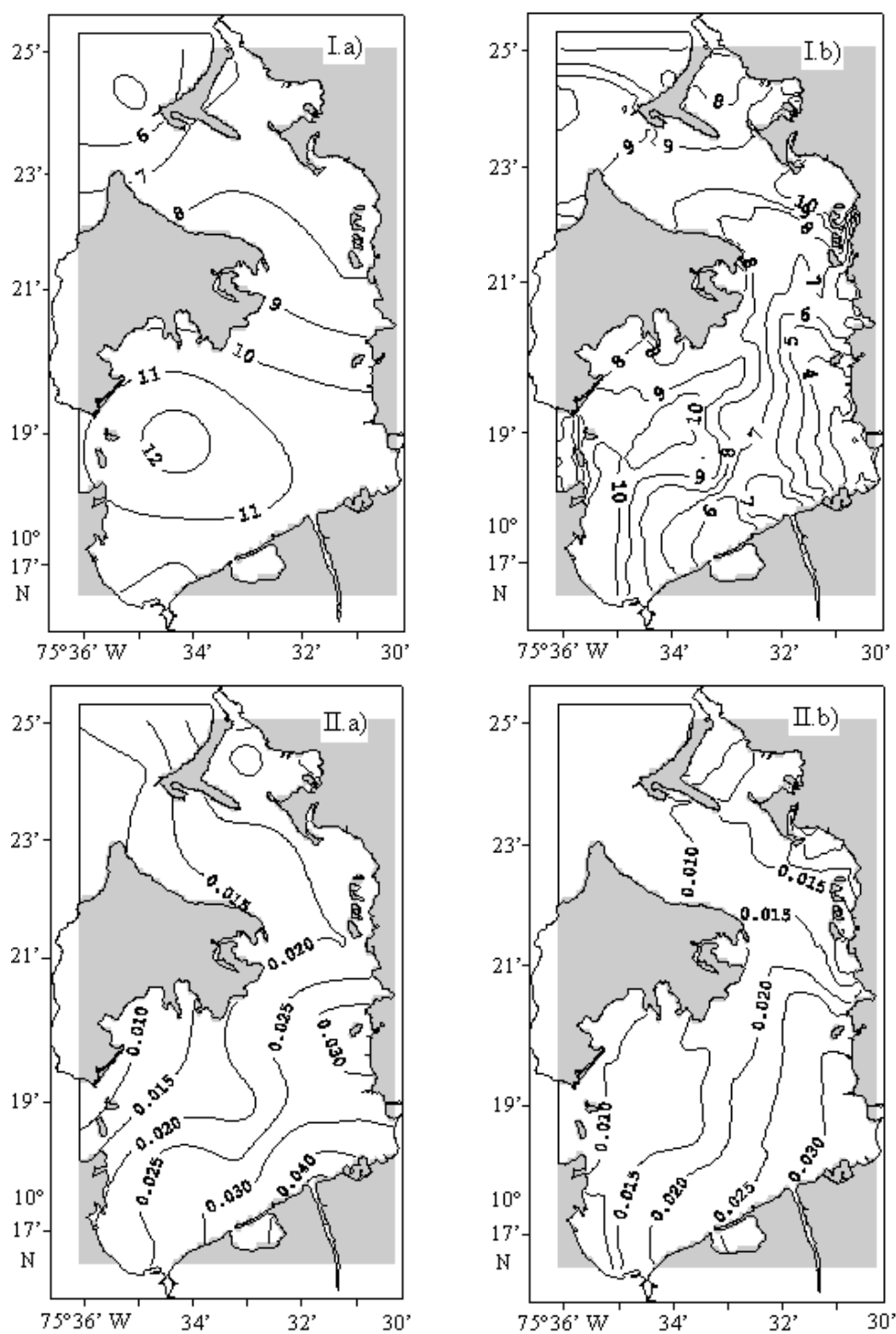


Рис. 5.21 Поля распределения биомассы фитопланктона (I), мг.хл.а/м^3 , и содержания фосфатов (II), мгР/м^3 , в поверхностном слое бухты Картахена в сухой сезон (январь), полученные по данным наблюдений (а) и при расчетах по 3-мерной версии модели (б)

Таблица 5.5

Значения констант химико-биологического блока модели эвтрофикации бухты Картахена, установленные в результате ее калибровки

Символ	Значение	Размерность	Символ	Значение	Размерность
$V_f^{\max}$	4.0	1/сут	λ_f	0.4 (0.8)*	–
$V_b^{\max}$	2.0 (4.0)*	1/сут	P_{org}	1000.	мгС/м ³
P_{PO4}	0.01	мгР/л	$\beta_{\text{C/Xл.а}}$	40.	мгС/мг.хл.а
P_N	0.073	мгN/л	$\beta_{\text{P/C}}$	0.024	мгР/мгС
γ_f	0.1	1/сут	$\beta_{\text{N/C}}$	0.176	мгN/мгС
μ_f	0.5	1/сут	$\beta_{\text{P/C}}^{\text{ant}}$	0.034	мгР/мгС
I_{opt}	110	Вт/м ²	$\beta_{\text{N/C}}^{\text{ant}}$	0.51	мгN/мгС
w_{gf}	1.0	м/сут	$\beta_{\text{O2/C}}$	3.47	мгО ₂ /мгС
η_f	0.9	–	$\beta_{\text{O2/N1}}$	3.4	мгО ₂ /мгN
δ	0.1	1/сут	$\beta_{\text{O2/N2}}$	1.1	мгО ₂ /мгN
w_{gd}	1.0	м/сут	ν_{DN}	0.1	1/сут
ϕ	0.2	-	ν_{foto}	0.1	1/сут
P_{O2}	1.0	мг/л	a	128.	мгО ₂ /м ² ч
ν_{N1}	0.21	1/сут	b	0.66	–
ν_{N2}	4.0	1/сут	ζ_e	22.0	л/м ² ч
E	0.33	–	ζ_i	11.5	л/м ² ч

*- значения, использованные в 1 -мерном варианте модели

Некоторые результаты верификации 3 -мерного варианта модели приведены на рис. 5.21 – 5.22. Условия, при которых решалась задача моделирования прозрачности вод в бухте Картахена, описаны в разделе 7.6. Константы химико-биологического блока модели эвтрофикации бухты Картахена, принятые в результате калибровки модели на основе экспериментальных и библиографических данных, а также в результате численных экспериментов с 1 -мерным и 3 -мерным вариантами модели, представлены в табл. 5.5.

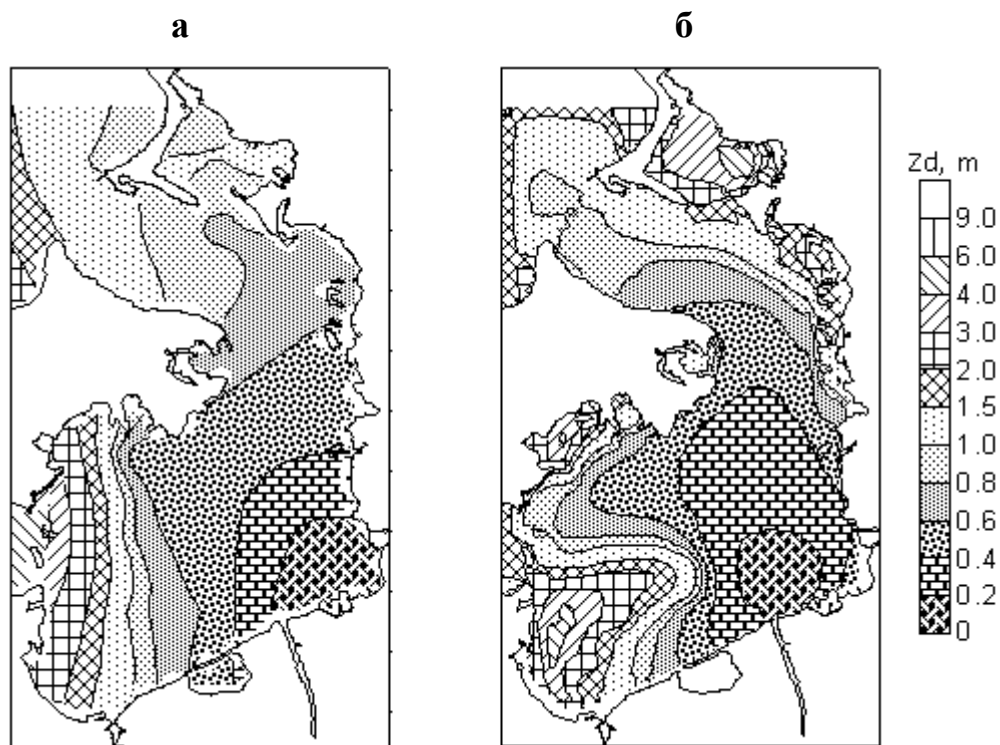


Рис. 5.22 Поле прозрачности вод в б. Картахена во влажный сезон года, в метрах, построенное по данным наблюдений 1996-1999 гг. (а) и рассчитанное по модели самоочищения (б)

Заключение к главе 5

Калибровка параметров моделей качества вод и верификация получаемых с их помощью результатов проводятся на основе данных экологического мониторинга исследуемых морских акваторий.

Предложенный в разделе метод калибровки блоков эвтрофикации моделей качества вод складывается из трех этапов: прекалибровки по данным литературных источников; прямого или косвенного определения значений параметров блока в ходе специальных экспериментов; калибровки по данным натурных наблюдений, полученных при реализации экологического мониторинга.

На первом этапе, на основе анализа информации приведенной в научной литературе, включая узкоспециальные исследования, исходя из режимных значений гидролого-гидрохимических характеристик вод

исследуемой акватории, определяются наиболее вероятные значения параметров модели и диапазоны их изменчивости. При использовании модели для решения прикладных экологических задач, в различающихся по условиям морских акваториях, целесообразно иметь различного рода справочные пособия, обобщающие приведенную в различных литературных источниках информацию. Эта задача решена авторами в рамках раздела 5.1. Систематизированная и обобщенная информация представляет несомненный интерес для широкого круга специалистов, использующих методы математического моделирования в решении прикладных задач использования и охраны ресурсов моря.

Второй этап калибровки необходим для привязки параметров модели к условиям исследуемой акватории. В ходе специализированных наблюдений и экспериментов определяются параметрические характеристики потоков веществ и энергии между элементами экосистемы и их зависимость от текущих и режимных гидрологических, химических и биологических характеристик водной среды.

Наиболее важным является третий этап калибровки, т.к. именно на этом этапе достигается, в той или иной степени, адекватность получаемых модельных результатов данным наблюдений. Калибровка параметров и коэффициентов химико-биологического блока модели эвтрофикации, в ходе численных экспериментов, может проводиться в асимптотическом и (или) динамическом вариантах. Асимптотический метод калибровки предложен авторами для использования в тропических широтах. Динамический метод калибровки универсален, поскольку может использоваться при разработке моделей водных экосистем как тропических, так и умеренных широт, и более репрезентативен, т.к. с данными наблюдений сравниваются не только получаемые значения моделируемых переменных, но и особенности их динамики.

Первоначально модель калибруется в 0 -мерном (точечном) или 1 -мерном (по вертикальной координате) варианте. Затем полученные значения параметров и коэффициентов корректируются по результатам численных экспериментов с 2 -х или 3 -мерным вариантом модели. 0 -мерный вариант используется для предварительной калибровки 2 -мерных (без разрешения по вертикали) моделей эвтрофикации мелководных морских водоемов (лагуна Сиенага де Теска, лиман Сиенага Гранде де Санта-Марта), а 1 -мерный – для трехмерных моделей эвтрофикации глубоких морских акваторий (бухта Картахена, Днепровско-Бугский приустьевой район северо-западной части Черного моря), в которых вертикальная стратификация моделируемых характеристик не является гомогенной.

В качестве начальных, используются значения удельных скоростей химико-биологических процессов, установленные в ходе прекалибровки

как наиболее вероятные. Параметры модели, определенные в результате специальных экспериментов, как правило, не корректируются.

Предложена следующая схема коррекции параметров модели в ходе третьего этапа калибровки. На первых шагах динамика минеральных соединений азота и фосфора, косного органического вещества и растворенного кислорода задается из данных наблюдений. Варьируются параметры уравнений динамики фитопланктона с целью достижения максимально возможного соответствия между модельными кривыми и наблюдаемыми значениями. Затем последовательно включаются в систему уравнения для минеральных соединений азота и фосфора. После коррекции их параметров включаются уравнения для косного органического вещества и гетеротрофных биотических переменных модели. На заключительном шаге – растворенного кислорода.

После включения в систему всех уравнений, составляющих модель, процедура коррекции производится в последовательности, определяемой чувствительностью модели к изменениям отдельных ее параметров. Наиболее значимыми, как правило, являются параметры уравнения динамики биомассы фитопланктона, а также удельные скорости биохимического окисления и минерализации косного органического вещества.

Описанные в главе оригинальные схемы и методика калибровки блока эвтрофикации апробированы и показали свою работоспособность при создании математических моделей качества вод для исследуемых морских акваторий и водоемов, относящихся к различным климатическим зонам, имеющим различные морфологические, гидрологические, гидрохимические и гидробиологические характеристики. В совокупности с описанными в предыдущем разделе методическими подходами к определению параметров моделей по результатам специальных натурных и лабораторных экспериментов, предложенные приемы и способы калибровки составляют методологию решения задачи адаптации и верификации прикладных моделей качества вод шельфовых морских экосистем.

ГЛАВА 6

ИНФОРМАЦИОННОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ МОДЕЛИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОД

Согласно классическому определению [3], под экологическим мониторингом понимают систему наблюдений, оценки и прогноза состояния окружающей среды, позволяющую выделить изменения состояния биосферы на естественном фоне под влиянием человеческой деятельности. Разработчики концепции экологического мониторинга указывали, что она базируется на двух китах: во-первых, системе наблюдения за экологическими параметрами и системном анализе их изменчивости; во-вторых, системе математических моделей, с помощью которых проводится математический анализ с выдачей диагностических и прогностических характеристик, которые и являются основой для принятия управленческих решений по регулированию экологической обстановки [79].

Являясь неотъемлемой частью экологического мониторинга, математическое моделирование предъявляет особые требования к его организации [101]. Если для характеристики экологического состояния морской среды достаточно организовать систему наблюдений за отдельными ее экологическими показателями, то для построения, калибровки и верификации математических моделей необходимо определять не только изменчивость наиболее значимых компонентов экосистемы и влияющих на нее факторов, но и скоростей всех важнейших процессов, которые связывают эти компоненты, осуществляя круговорот вещества и энергии в экосистеме. Однако определение этих скоростей по данным полевых наблюдений является очень трудной, а во многих случаях и принципиально неосуществимой задачей. Поэтому при их определении широко используется лабораторное моделирование процессов. Следовательно, экологический мониторинг должен включать в себя не только стандартные натурные наблюдения за концентрацией (биомассой) элементов экосистемы, но и специализированные натурные и лабораторные эксперименты с целью определения потоков веществ между этими элементами и их изменчивости в зависимости от влияющих факторов окружающей среды.

6.1. Требования к организации экологического мониторинга морской среды с позиций математического моделирования

Наблюдения за физическими, химическими и биологическими параметрами морской среды, выполняемые в рамках экологического мониторинга, должны быть комплексными и единовременными. Только при выполнении этих условий можно установить причинно - следственные связи между характеристиками экосистемы. Например, не целесообразно определять первичную продукцию фитопланктона без наблюдения за определяющими ее факторами: концентрацией биогенных элементов, освещенностью колонки воды.

Экологический мониторинг морских акваторий должен включать в себя исследования как временной, так и пространственной изменчивости параметров состояния морской среды. Основным методом исследования пространственной изменчивости экологических параметров является океанографическая съемка, которая должна выполняться в предельно сжатые сроки. Последнее требование налагает ограничения на число измеряемых параметров. Характеристики экосистемы, определение которых трудоемко и требует значительных затрат времени, измеряются на разреженной сетке станций. Для химико-биологических параметров при работе в прибрежной области моря в полевых условиях обычно практикуется только отбор проб и их консервация, с дальнейшей обработкой в лабораторных условиях.

Расположение океанографических станций должно быть таким, чтобы отразить типичные черты пространственного распределения измеряемых характеристик. Как правило, океанологические станции размещают вблизи известных либо потенциальных источников загрязнения и на некотором удалении от них, которое определяется в каждом частном случае мощностью источника и интенсивностью разбавления. Несколько станций, называемых фоновыми, должны размещаться на таком удалении от всех источников загрязнения, чтобы влияние последних на измеряемые характеристики было пренебрежимо мало.

Количество горизонтов наблюдений (отбора проб) на каждой океанографической станции определяется неоднородностью вертикального распределения измеряемых характеристик. В случае гомогенной вертикальной структуры вод (отсутствие пикноклина), как необходимый минимум, допускается отбор проб только в поверхностном и придонном слоях. Однако при наличии пикноклина, согласно океанологическим

стандартам, минимальное число горизонтов наблюдения увеличивается до четырех: поверхностный слой, верхняя граница пикноклина, нижняя граница пикноклина, придонный слой. Для идентификации глубины залегания пикноклина необходимо использовать зондирующие океанографические приборы.

Общая продолжительность экологического мониторинга прибрежных морских акваторий должна соответствовать его целям и временным масштабам изучаемых явлений. Продолжительность мониторинга должна как минимум соответствовать временному циклу исследуемого явления. Например, если явление носит систематический сезонный характер, то для его описания необходимо исследовать годовой ход характеристик явления и определяющих его факторов. Если то же явление является сезонным, но не систематическим (отмечается не каждый год), то продолжительность мониторинга увеличивается до нескольких лет. В большинстве случаев минимальная продолжительность экологического мониторинга составляет один год, поскольку годовая цикличность в изменчивости характеристик экосистемы наблюдается как в умеренных, так и в тропических широтах.

Ввиду значительных затрат материальных и людских ресурсов, океанографические съемки проводятся обычно раз в сезон, в редких случаях – раз в месяц. Поэтому для изучения временной изменчивости характеристик состояния морской среды целесообразно дополнять океанографические съемки одной или несколькими реперными станциями, на которых наблюдения производятся в полном объеме, с минимально возможной дискретностью по времени и максимальным разрешением по глубине. На этой же станции выполняются и все специализированные натурные эксперименты, направленные на определение скоростей химико-биологических процессов.

Реализация математической модели, как одной из основных целей экологического мониторинга, выдвигает свои требования в комплексе наблюдений, проводимых в его рамках. Для упрощения описания рассмотрим отдельно гидрометеорологическую, гидрохимическую и гидробиологическую составляющие комплекса наблюдений.

6.1.1. Гидрометеорологический мониторинг

Как известно, гидрохимический режим, динамика биотических компонентов экосистемы и качество ее вод формируются под

определяющим влиянием гидрометеорологических факторов. Поэтому неотъемлемая часть экологического мониторинга качества морских вод – комплекс наблюдений за изменчивостью метеорологических и гидрофизических характеристик биогеоценозов. Приведем перечень наиболее важных из них:

- морфометрическая характеристика акватории (батиметрическая карта);
- ветровой режим акватории, годовой ход скорости и направления ветра, температуры и относительной влажности воздуха, балла облачности, осадков и испарения, освещенности водной поверхности;
- расходы рек и других водных источников, впадающих в исследуемую акваторию;
- характеристика по данным наблюдений водообмена через проливы, соединяющие акваторию с открытым морем;
- характеристика приливных и сгонно-нагонных колебаний уровня моря в нескольких прибрежных пунктах акватории и на ее открытых морских границах;
- пространственно-временная изменчивость термохалинной стратификации вод в пределах исследуемой акватории и на ее открытых морских границах.
- характеристика трехмерной структуры поля течений по данным наблюдений, при известных гидрометеорологических условиях;
- прозрачность вод и ее зависимость от содержания минеральной и органической взвеси.

6.1.2. Гидрохимический мониторинг

В комплекс гидрохимических наблюдений с целью контроля качества вод среды по уровню их трофности и сапробности рекомендуется, как минимум, включать следующие показатели:

- минеральные соединения азота (аммоний, нитриты, нитраты), фосфора (фосфаты) и кремния (силикаты);
- органические углерод, азот и фосфор, с разделением на взвешенную и растворенную составляющие;
- содержание растворенного кислорода;
- оценки концентрации органического вещества по показателям потребления кислорода при его окислении: БПК₅, БПК,

перманганатная и бихроматная окисляемость в фильтрованной и нефильтованной пробе.

Из вышеуказанных гидрохимических характеристик наиболее проблемными являются показатели содержания в воде органического вещества. Для сведения баланса в круговороте веществ в морских экосистемах необходимо определение концентрации косного органического вещества, которое может находиться в воде в двух фракциях: растворенной (РОВ) и взвешенной (детрит). Для их разделения, согласно океанографическому стандарту, используются мембранные фильтры с размером пор 0.45 мкм. Кроме того, при описании динамики водных экосистем важно разделять детрит на легкоокисляемую (лабильную) и относительно устойчивую (труднодоступную) составляющие. К сожалению, в настоящее время не существует стандартного и экономичного метода прямого аналитического определения этих характеристик. Поэтому их приходится оценивать на основе косвенных гидрохимических и гидробиологических показателей, к числу которых и относятся характеристики БПК₅, БПК, перманганатная и бихроматная окисляемость, органические углерод, азот и фосфор, определение которых выполняется в фильтрованной и нефильтованной пробе.

Величина БПК₅ хотя и принята в качестве стандартной гидрохимической характеристики качества вод, но не имеет никакого реального эквивалента. В отличие от нее величина БПК, именуемая в отечественной литературе полной, а в западной – углеродной, характеризует общее содержание в воде органических соединений, поддающихся биохимическому окислению. Эта величина хотя и пропорциональна концентрации лабильного косного органического вещества в воде, но не эквивалентна ей, поскольку зависит от метаболической активности не только бактерий, но и других гидробионтов (фитопланктона, микрозоопланктона), которые оказались в пробе.

Экспериментально величину БПК определяют в лабораторных условиях по началу реакции нитрификации. Для получения углеродного БПК требуется длительный период инкубации проб (от 8 до 25 суток), продолжительность которого зависит от количества органических веществ, температуры, количества бактерий, их метаболической активности и т.д. Однако БПК может быть рассчитано через БПК₅ на основе параметрической зависимости вида:

$$\text{БПК} = \text{БПК}_5 (1 - \exp(-5K_{\text{BOD}}))^{-1},$$

где $K_{\text{ВОД}}$ - удельная скорость биохимического окисления органического вещества, 1/сут, определяемая в БПК - эксперименте либо рассчитываемая на основе эмпирической зависимости (см. раздел 5.1).

Перманганатная окисляемость характеризует количество легкоокисляющихся, а бихроматная – общее количество органических веществ по химическому потреблению кислорода.

Поскольку скорости регенерации минеральных соединений азота и фосфора при биохимическом окислении органического вещества, в общем случае, могут быть различными, то и стехиометрические соотношения для косного органического вещества, находящегося на промежуточной стадии разложения, нарушается. Поэтому в комплекс наблюдений, помимо БПК и окисляемости, включают определение органических соединений азота, фосфора и углерода, с разделением их на взвешенную и растворенную фракции. Для сведения оценок концентрации органического вещества, полученных различными методами, к единым углеродным единицам измерения, используют пересчетные стехиометрические коэффициенты [3, 15, 118, 128].

На гидрохимический режим эвтрофированных мелководных частично ограниченных шельфовых зон моря (заливы, бухты, лиманы) существенно влияют обменные процессы в системе «вода – донные отложения». Поэтому одной из важнейших задач гидрохимического мониторинга таких акваторий является определение потока поглощения кислорода донными осадками и интенсивности обмена биогенными веществами в системе вода-донные отложения, в зависимости от содержания кислорода в придонном слое.

Можно выделить два альтернативных варианта решения этой задачи. Первый заключается в экспериментальном определении количества кислорода, поглощенного осадками за фиксированный отрезок времени (БПК донных отложений) и измерении непосредственно потоков минеральных соединений фосфора и азота в системе вода-донные отложения в аэробных и анаэробных условиях для различных точек исследуемой акватории [29]. Общая схема эксперимента, на примере определения БПК, выглядит следующим образом. В изолированном объеме воды, находящейся в контакте с донными отложениями, определяется исходная концентрация растворенного кислорода и ее значение в момент инкубации. Параллельно проводится определение БПК воды без грунта, при тех же прочих условиях. Вычитая из значения общего БПК значение БПК воды, получают биохимическое поглощение кислорода донными отложениями. Его выражают в мгО_2 поглощенного за время инкубации единицей объема или единицей массы ила, либо относят количество поглощенного кислорода к площади поверхности контакта

воды с донными отложениями. Условия и методика проведения эксперимента могут быть различными:

- в естественных условиях, путем изолирования участка дна с помощью специальных контейнеров [116];
- в лабораторных условиях в проточных и непроточных изолированных аквариумах различной конструкции, в которые помещаются донные отложения с известной площадью поверхности [29].

В результате этих экспериментов можно оценить константу скорости биохимического поглощения кислорода донными осадками и изменчивость интенсивности потоков минеральных соединений фосфора и азота в системе вода-донные отложения, в зависимости от кислородного режима в придонном слое.

При исследовании обмена биогенными веществами в системе вода-донные отложения, аэробные условия поддерживаются путем искусственного аэрирования воды воздухом, а анаэробные - путем периодического продувания азота через водную толщу.

Второй подход заключается в детальном исследовании химического состава придонной воды, поровых растворов и донных отложений с ненарушенной вертикальной структурой, функциональных характеристик бактерий, участвующих в разложении органического вещества и регенерации минеральных соединений азота и фосфора, с целью математического моделирования процессов массообмена в системе вода-донные отложения [64]. Некоторые методические аспекты этого подхода изложены в работе [37] и разделе 6.2.

Недостатком первого подхода является локальный характер получаемых результатов как в пространстве так и во времени, второго – большой объем специализированных натурных исследований для определения параметров и верификации моделей, особые требования к методике отбора проб из различных слоев колонки донного грунта.

В общем случае, комплекс гидрохимических наблюдений включает в себя также определение уровня загрязнения морской среды веществами токсического действия. Поскольку перечень этих загрязняющих веществ (ЗВ) очень велик, то предварительно должен быть проведен пробный контроль сбросных вод потенциальных источников загрязнения, морских вод и донных отложений исследуемой акватории на присутствие в них тех или иных типов ЗВ. В систему мониторинга включаются лишь те ЗВ, наблюдаемые либо ожидаемые концентрации которых в водах исследуемой акватории значимы по сравнению с установленными для них ПДК. Кроме того, в первую очередь следует контролировать содержание в морской воде и донных отложениях наиболее распространенных и опасных видов ЗВ. Например: нефтяные, полициклические ароматические и хлорированные углеводороды, синтетические поверхностно-активные

вещества, фенолы, токсические металлы (ртуть, свинец, кадмий, цинк, медь, мышьяк, железо, марганец, никель, хром).

Токсические металлы могут находиться в морской воде в трех основных формах: ионной, органических комплексах и адсорбированными на поверхности взвешенных частиц и в донных отложениях. Из них наиболее токсичными являются ионные и адсорбированные формы. Между растворенной и адсорбированной формами нахождения металлов в водной среде устанавливается динамическое равновесие, которое описывается изотермой сорбции. Адсорбированные формы, вместе с частицами взвеси, в процессе седиментации удаляются из водной толщи и накапливаются в донных отложениях. При определенных условиях, в результате процессов десорбции и диффузии, токсические металлы могут высвобождаться из донных отложений и снова возвращаться в водную среду. Происходит вторичное загрязнение водной среды этими токсическими веществами. Поэтому в ходе экологического мониторинга морских акваторий необходимо не просто измерять концентрацию токсического вещества, а разделять его взвешенную и растворенную формы.

Учитывая аккумуляционную способность донных илов в отношении тяжелых металлов и других токсикантов, в комплекс гидрохимических наблюдений рекомендуется включать анализ содержания токсикантов в донных грунтах различных точек исследуемой акватории. Эта информация, во-первых, позволит более четко выделить местоположение основных источников загрязнения акватории токсическими веществами, а, во-вторых, может быть использована для прогноза уровня вторичного загрязнения водной среды.

Как уже отмечалось, система экологического мониторинга, помимо полевых наблюдений за элементами экосистемы – характеристиками качества вод, должна включать в себя и специальные эксперименты, целью которых является определение скоростей процессов (потоков веществ), связывающих эти элементы. Определение скоростей основных биохимических процессов, рассматриваемых в блоке эвтрофикации модели качества вод, в классическом варианте производится при постанове экспериментов в закрытых (склянках) и открытых (аквариумах, мезокосмах) БПК-системах. Основной целью этих экспериментов является наблюдение за кинетикой процесса распада органического вещества и регенерацией минеральных соединений биогенных элементов в пробах морской воды. Эксперимент строится по стандартной схеме определения БПК [108] и достаточно подробно описан в [81]. Однако, помимо определения содержания растворенного кислорода в различные сроки экспозиции пробы, комплекс наблюдений за динамикой компонент БПК – системы, как минимум, включает в себя определение концентраций:

- легкоокисляющихся органических веществ по перманганатной окисляемости;
- минерального и органического фосфора;
- минерального (в трех формах) и органического азота;
- общей биомассы бактерий и гетеротрофных бактерий, в частности.

Отбор проб для изучения деструкции органического вещества производится в различных точках акватории, отличающихся степенью загрязненности вод и физико-химическими условиями (температурой, соленостью, pH). Степень загрязнения ориентировочно определяется по перманганатной окисляемости. В зависимости от целей эксперимента пробы могут быть профильтрованы:

- через мембранные фильтры с размером пор 4 - 6 мкм для отделения зоо- и фитопланктона;
- через фильтры с размером пор 15-20 мкм для фильтрации микрзоопланктона;
- через планктонный газ с размером пор от 60 до 200 мкм для фильтрации мезозоопланктона и крупного микрзоопланктона.

При использовании скляночного метода пробы аэрируются и помещаются в термостат. Экспозиция проб проводится в темноте при температуре 20 °С либо близкой к температуре, наблюдаемой в естественных условиях, во время отбора проб. В течение первых двух часов инкубации в склянках может идти чисто химическое потребление кислорода, поэтому считается, что биохимическое потребление начинается по истечении 2 – 3 часов с момента постановки опыта. Поэтому определение начальных концентраций химических веществ (концентраций нулевого дня) следует производить не ранее этого времени с момента начала опыта. Для расчета кинетических характеристик биохимических процессов и исследования динамики гидрохимических показателей в первые 10 суток БПК – эксперимента анализ проб рекомендуется производить ежедневно, а затем интервал времени между анализами можно увеличить до нескольких суток. Общее время эксперимента – не менее 30 суток.

Помимо скляночного метода, динамика компонент БПК-системы может исследоваться в открытых аквариумах при естественном освещении, с аэрацией или без нее. В этом случае, помимо вышеперечисленных параметров, исследуется динамика фитопланктона и, в отдельных случаях, микрзоопланктона (простейших). Альтернативой лабораторным экспериментам может служить «натурное моделирование» в микро и мезокосмах на изолированных участках водных объектов. Примером микркосмов могут служить изолирующие контейнеры объемом 200 – 250 л, помещаемые непосредственно в водоем. Они могут

быть жесткого типа – из оргстекла, либо мягкого типа – из полиэтиленовой пленки, закрепленной в верхней части – на пенопластовых поплавках, а в нижней части – на основании. Эти контейнеры могут быть с дном или без него – для учета обмена химическими веществами с донными отложениями [116].

В ходе экспериментов с БПК-системами могут быть определены значения следующих параметров: удельные скорости биохимического окисления органического вещества, минерализации органических соединений азота и фосфора, 1 -й и 2 -й стадий нитрификации. Для нахождения по данным экспериментов констант, характеризующих скорости процессов биохимического разложения органического вещества и регенерации минеральных соединений азота и фосфора полагают, что кинетика этого процесса удовлетворительно описывается уравнением реакции первого порядка:

$$K = (t - t')^{-1} \ln(C_0 / C_t), \quad (6.1)$$

где C_0 – начальная концентрация органического вещества в единицах биогенного элемента или БПК; C_t – концентрация через время t ; t' – время, в течение которого практически не происходит изменения концентрации C_0 (время адаптации микроорганизмов), K – удельная скорость биохимического окисления или минерализации органического вещества. Для определения скорости биохимического окисления органического вещества рекомендуется использовать уравнение (6.1), в модификации для кратных сроков инкубации проб:

$$K_{\text{BOD}} = t^{-1} \ln(\text{БПК}_t / (\text{БПК}_{2t} - \text{БПК}_t)), \quad (6.2)$$

где БПК_t и БПК_{2t} – значения БПК за кратные сроки инкубации (например, на 3 и 6 день эксперимента).

Для оценки по данным лабораторных экспериментов скорости регенерации нитритов и нитратов используются более сложные методы расчета, учитывающие одновременное протекание в морской воде 1 -й и 2 -й стадий нитрификации. Существует два способа решения этой задачи. Можно непосредственно воспользоваться уравнениями кинетических кривых [81] :

$$C_0 = C_0^{(0)} e^{-K_{01}t}, \quad (6.3)$$

$$C_1 = C_0^{(0)} \left(\frac{K_{01}}{K_{12} - K_{01}} e^{-K_{01}t} - \frac{K_{01}}{K_{01} - K_{12}} e^{-K_{12}t} \right), \quad (6.4)$$

$$C_2 = C_0^{(0)} \left(\frac{K_{01}K_{12}}{(K_{12} - K_{01})(K_{23} - K_{12})} e^{-K_{01}t} + \frac{K_{01}K_{12}}{(K_{01} - K_{12})(K_{23} - K_{12})} e^{-K_{12}t} + \right. \\ \left. \frac{K_{01}K_{12}}{(K_{01} - K_{23})(K_{12} - K_{23})} e^{-K_{23}t} \right), \quad (6.5)$$

$$C_3 = C_0^{(0)} \left(1 - \frac{K_{12}K_{23}}{(K_{12} - K_{01})(K_{23} - K_{01})} e^{-K_{01}t} - \frac{K_{01}K_{23}}{(K_{01} - K_{12})(K_{23} - K_{12})} e^{-K_{12}t} - \right. \\ \left. - \frac{K_{01}K_{12}}{(K_{01} - K_{23})(K_{12} - K_{23})} e^{-K_{23}t} \right), \quad (6.6)$$

где C_0 - концентрация исходного органического азота (C_{ON}); C_1 - концентрация первого промежуточного вещества - азота аммония (C_{NH4}); C_2 - концентрация второго промежуточного вещества - азота нитритов (C_{NO2}); C_3 - концентрация конечного продукта - азота нитратов (C_{NO3}); K_{01}, K_{12}, K_{23} - константы скорости регенерации аммиака (K_{NH4}), нитритов (ν_{N1}) и нитратов (ν_{N2}), соответственно; $C_0^{(0)}$ - начальная концентрация исходного органического азота.

По кривой расходования исходного органического вещества можно определить константу скорости регенерации аммиака K_{01} по формуле (6.1). Затем, зная K_{01} и значения C_1 в какой-либо момент времени t , из системы уравнений (6.3) - (6.6) определяют K_{12} и т.д.

Второй, более удобный способ [81] заключается в определении констант скоростей нитрификации по положению точек максимума на кинетических кривых промежуточных веществ, т.е. по уравнениям, связывающим максимумы концентраций и константы скорости:

$$K_{12} = K_{01} \frac{C_0^{(m_1)}}{C_1^{(m_1)}} ; K_{23} = K_{12} \frac{C_1^{(m_2)}}{C_2^{(m_2)}}, \quad (6.7)$$

где $C_0^{(m_1)}$ – концентрация исходного органического вещества в момент максимума аммиака; $C_1^{(m_2)}$ – концентрация аммиака в момент максимума нитритов; $C_1^{(m_1)}$ – максимальная концентрация аммиака; $C_2^{(m_2)}$ – максимальная концентрация нитритов. А также по уравнениям, связывающим константу и время достижения первого максимума ($t_1^{(m_1)}$):

$$t_1^{(m_1)} = \ln \frac{K_{12}}{K_{01}} / (K_{12} - K_{01}). \quad (6.8)$$

Этому моменту времени отвечает максимальная концентрация первого промежуточного продукта (NH_4^+):

$$C_1^{(m_1)} = C_0^{(0)} \left(\frac{K_{12}}{K_{01}} \right)^{\frac{K_{12}}{K_{01} - K_{12}}} \quad (6.9)$$

или в безразмерных переменных:

$$\tau^{m_1} = \frac{\ln \chi_2}{\chi_2 - 1}, \quad \eta_1^{m_1} = \chi_2 - \frac{\chi_2}{\chi_2 - 1}, \quad (6.10)$$

где $\tau = K_{01}t$; $\eta_1 = C_1^{(m_1)} / C_0^{(0)}$; $\chi_2 = K_{12} / K_{01}$.

Если участвующие в реакции вещества имеют начальную концентрацию, то в расчеты вводятся поправки и η_1 принимает следующий вид:

$$\eta_1^{(m_1)} = \frac{1 - a + \gamma a (\chi_2 - 1)}{\chi_2 - 1} a^{-\frac{1}{1 - \chi_2}}, \quad \text{где } a = \frac{1}{(1 - \chi_2) \chi_2 (\gamma - 1)}.$$

Для уравнений (6.10) и (6.11) в [81] приведено графическое решение при разных значениях χ_2 и γ . Используя в качестве начальных условий значения $C_1^{(m_1)}$, $t_1^{(m_1)}$, $C_2^{(m_2)}$, $C_1^{(0)}$, определенные из экспериментальных кинетических кривых, и $C_0^{(0)}$ – по экспериментальным данным, находят

при заданном $\eta_1^{(m_1)}$ и γ по номограмме χ_2 , а затем при известных $t_1^{(m_1)}$ и χ_2 по уравнению (6.8) находят K_{01} и K_{12} . Константу скорости регенерации нитратов K_{23} рассчитывают по уравнению (6.7).

Вклад процессов нитрификации в поглощение растворенного кислорода можно оценить путем измерения азотного БПК_N, которое определяется как разность между потреблением кислорода, обнаруженными в пробах воды в присутствии и в отсутствие ингибитора процесса нитрификации – аллилтиомочевины (тиомочевины, этиленттиомочевины) в концентрации 0.5 - 1.0 мг/л. Однако заметим, что при больших концентрациях аммонийного азота ингибиторы нитрификации в допустимых количествах будут бессильны.

6.1.3. Гидробиологический мониторинг

Гидробиологический мониторинг, целью которого является формализованное математическое описание морской экосистемы, проводится в несколько этапов. Первый этап включает в себя систематические натурные гидробиологические наблюдения с целью изучения особенностей пространственно-временной изменчивости биомассы и численности основных биотических элементов морской экосистемы, трофических связей в сообществе гидробионтов. Основная задача этого этапа заключается в определении трофической структуры и особенностей динамики биотических элементов, в зависимости от определяющих их гидрометеорологических и гидрохимических факторов.

На последующих этапах в систему мониторинга включаются специальные натурные и лабораторные эксперименты, цель которых заключается в определении интенсивности процессов продукции, метаболизма и элиминации агрегированных трофических групп биотических элементов экосистемы, в зависимости от определяющих их факторов. Наиболее важными среди этих экспериментов являются: определение первичной продукции автотрофного звена экосистемы в зависимости от условий освещенности, обеспеченности биогенными элементами и температуры воды; определение продукции и скорости метаболизма бактерий в зависимости от условий среды обитания. Важность этих процессов обусловлена тем, что они связывают между собой биотическую и абиотическую составляющие экосистемы.

Методические аспекты определения количественных и продукционных характеристик основных биотических элементов морской экосистемы подробно описаны в специальной гидробиологической литературе (например, [63, 88]). Более сложную методическую задачу представляет собой экспериментальное определение функциональных параметров биотических элементов, определяющих удельные скорости их продуцирования, метаболизма и элиминации. Очевидно, что прямое определение полного комплекса этих параметров экспериментальным путем, в рамках решения прикладных задач морского природопользования, представляется нереальным прежде всего по финансовым соображениям. Поэтому для определения ряда параметров используют установленные в результате специализированных научных исследований эмпирические зависимости и полуэмпирические расчетные схемы, связывающие искомые параметры с легко определяемыми морфологическими характеристиками гидробионтов и факторами среды.

Рассмотрим некоторые методические аспекты оценки параметров балансовых уравнений, описывающих динамику биотических элементов морской экосистемы.

Поскольку фитопланктон является ключевой и часто единственной биотической переменной, рассматриваемой в моделях качества вод, то идентификации параметров его балансового уравнения уделяется особое внимание. Как следует из раздела 4, основными параметрами процесса первичного продуцирования органического вещества фитопланктоном являются величины максимально возможной при оптимальных условиях скорости фотосинтеза $V_f^{\max}$; оптимальной для фотосинтеза освещенности I_{opt} ; константы полунасыщения Π_i^{bg} , характеризующие лимитирующую роль биогенных элементов в процессе фотосинтеза.

Определение $V_f^{\max}$ и константы полунасыщения Π_i^{bg} для отдельного биогенного элемента, при прочих оптимальных для фотосинтеза условиях, может быть выполнено на основе данных лабораторных экспериментов либо натурных наблюдений за концентрацией этого биогенного элемента в воде и интенсивностью процесса фотосинтеза. При этом используется линейная форма уравнения Михаэлиса-Ментен [10]:

$$C_i = V_f^{\max} (C_i / V_f) - \Pi_i^{\text{bg}}, \quad (6.11)$$

где C_i – концентрация i -го биогенного элемента в среде, V_f – реальная удельная скорость потребления элемента при данных условиях питания, $V_f^{\max}$ – максимально возможная скорость потребления элемента при оптимальных условиях, Π_i^{bg} – константа Михаэлиса-Ментен, т.е. концентрация биогенного элемента, при которой $V_f = V_f^{\max} / 2$.

Уравнение (6.11) может быть решено графически. Если по оси x откладывать концентрацию биогенного элемента C_i , а по y – отношение C_i / V_f , то пересечение прямой с осью абсцисс соответствует значению Π_i , а ее наклон равен $1/V_f^{\max}$.

При лабораторном определении констант полунасыщения потребностей фитопланктона в минеральных соединениях азота и фосфора при фотосинтезе, необходимо исключить совокупное их лимитирование процесса первичной продукции, т.е. обеспечить условия, когда в роли лимитирующего выступает только один биогенный элемент. Добиться этого можно внесением в экспериментальный сосуд подкормок, например в виде очищенных солей KNO_3 , KH_2PO_4 и т.п. [12].

Скорости размножения, отмирания и выедания водорослей можно оценить в результате лабораторного эксперимента, исходя из сведений о соотношении количества живых и мертвых клеток в некотором изолированном объеме воды в начале и конце опыта. Методические и теоретические основы этого эксперимента изложены в [114]. Прежде чем привести основные расчетные формулы этого метода, введем следующие обозначения: x_0 – начальное количество живых клеток фитопланктона; x_1 – конечное число живых клеток; y_0 – начальное число мертвых клеток фитопланктона; y_1 – конечное число мертвых клеток; $z_1 = x_1 + y_1$ – общее число живых и мертвых клеток в конце эксперимента; t – продолжительность эксперимента в сутках; V_f – удельная скорость деления или размножения водорослей; μ_f – удельная скорость естественной гибели водорослей.

В соответствии с принятыми обозначениями, согласно [114] имеем:

$$\mu_f = \frac{1}{t} \ln \frac{x_1}{x_0} \left(\frac{z_1 - x_1}{x_1 - x_0} \right) \quad \text{или} \quad \mu_f = \frac{1}{t} \ln \frac{x_1}{x_0} \left(\frac{y_1}{x_1 - x_0} \right), \quad (6.12)$$

и для расчета скорости размножения водорослей:

$$V_f = \frac{1}{t} \ln \frac{x_1}{x_0} \left(1 + \frac{z_1 - x_1}{x_1 - x_0} \right) \text{ или } V_f = \frac{1}{t} \ln \frac{x_1}{x_0} \left(1 + \frac{y_1}{x_1 - x_0} \right). \quad (6.13)$$

Выражения (6.12) и (6.13) справедливы, если в пробе отсутствуют организмы зоопланктона, которые потребляют водоросли. В противном случае необходимо учитывать выедание водорослей зоопланктоном, удельная скорость которого может быть оценена с помощью формулы:

$$V_z = \frac{1}{t} \left[\ln \left\{ 1 + \frac{V_f}{V_f^0} \right\} (\exp(V_f^0 t) - 1) \right] + \ln x_0 - \ln z_1, \quad (6.14)$$

где $V_f^0 = V_f - \mu_f$ – результирующая скорость деления водорослей в культуре, при учете их размножения и естественной смертности. При этом выражение для расчета рациона зоопланктона (общего количества потребленной живой и мертвой пищи за время опыта t) имеет вид:

$$r_z = \frac{V_f x_0}{V_f - \mu_f - V_z} [\exp(\{V_f - \mu_f - V_z\} \cdot t) - 1] + x_0 - z_1. \quad (6.15)$$

Формула для расчета эффективной продукции водорослей при учете их размножения, отмирания и выедания животными может быть представлена следующим выражением:

$$P_f = \frac{V_f x_0}{V_f - \mu_f - V_z} [\exp(\{V_f - \mu_f - V_z\} \cdot t) - 1]. \quad (6.16)$$

Важной информационной составляющей гидробиологической части экологического мониторинга исследуемых морских акваторий является экспериментальное определение доминирующего объема клеток фитопланктона и его изменчивости в течение годового цикла. На основе этой информации в модели может быть учтена сукцессия и, связанная с ней, изменчивость функциональных характеристик фитопланктона [18, 92]. В частности, на основе информации о характерном объеме клеток фитопланктона в пределах некоторого временного интервала, могут быть получены оценки скорости гравитационного осаждения клеток w_{gf} , максимальной скорости роста $V_f^{\max}$ фитопланктона и другие характеристики (см. раздел 5.1). Однако заметим, что в настоящее время, при составлении эмпирических зависимостей для расчета характеристик

функциональной активности различных групп фитопланктона, исследователи отдают предпочтение не объему клетки, а ее удельной площади поверхности (отношению площади поверхности к объему клетки) как более информативному морфолого-функциональному показателю [131, 132].

Оптимальные значения освещенности в эвтрофных районах моря могут быть определены на основе анализа данных натурных наблюдений за глубиной залегания слоя с максимальной продукцией фитопланктона либо путем постановки специальных лабораторных экспериментов с вариациями освещенности, при оптимальной обеспеченности клеток фитопланктона биогенными элементами (например, [109]).

Как правило, при изучении экосистем эвтрофицированных морских акваторий, наряду с продуцированием органического вещества автотрофами, большое внимание уделяется процессам биохимического окисления органического вещества и регенерации минеральных соединений азота и фосфора. Эти процессы протекают при участии гетеротрофной микрофлоры. Кроме того, существенную роль в биохимическом потреблении кислорода играют нитрифицирующие хемосинтезирующие бактерии. Поэтому в полном варианте комплекс натурных наблюдений за бактериопланктоном, помимо определения общей численности и биомассы бактерий, должен включать в себя количественный анализ различных его групп.

При определении функциональных параметров бактериопланктона основное внимание следует уделить исследованию зависимости скорости его роста $V_b^{\max}$ от наличия в воде питательного субстрата S , которая описывается известным законом Моно, аналогичным зависимости Михаэлиса-Ментен для скорости фотосинтеза. Константа полунасыщения P_S этого закона также может быть определена при графическом решении линейного уравнения, аналогичного (6.11).

Важным функциональным параметром бактерий является экономический коэффициент E , представляющий собой безразмерную константу, характеризующую эффективность использования усвоенной энергии на рост $E = P_b / (P_b + R_b)$, где P_b – продукция и R_b – траты на обмен бактерий. Вторым параметром, нуждающимся в определении – это удельная скорость самоокисления и отмирания бактерий μ_b . Известно, что удельная скорость роста бактерий зависит от плотности их популяции. Поэтому полагают, что $\mu_b = \mu_b B_b / B_b^{\max}$, где $B_b^{\max}$ – максимально возможная концентрация бактериальной биомассы, которая, в частности, может быть найдена из установленной эмпирическим путем зависимости

$\ln B_b^{\max} = 3.88 + 0.36 \ln N$, где N – концентрация сапрофитной микрофлоры, в кл/мл, а $B_b^{\max}$ – в мг/м³ сырой биомассы [67].

Важнейшей составляющей биологической части мониторинга является также определение скорости биоседimentации в различных точках исследуемой акватории моря. Поскольку только на основе натурных измерений интенсивности потока органического вещества в донные отложения можно достоверно оценить скорость его гравитационного осаждения. Для определения скорости биоседimentации можно использовать как традиционные “седиментационные ловушки”, с последующим выделением органической части осевшей взвеси, так и более современный радиологический уран-ториевый метод [63, 40].

6.2. Методические аспекты использования методов математического моделирования для оценки потоков загрязняющих веществ из донных отложений

Одним из механизмов самоочищения водных экосистем от ЗВ антропогенного происхождения считается вывод их из круговорота в трофических цепях и водной толщи за счет процессов гравитационного осаждения частиц минеральной и органической взвеси (детрита), с последующим захоронением в донных осадках. При этом ЗВ либо изначально входят в состав взвешенного органического вещества (например, биогенные элементы или тяжелые металлы, накапливаемые в биотической составляющей экосистемы), либо адсорбируются частицами взвеси и донных осадков в ходе их взаимодействия с водной средой.

Детрит, поступая в донные отложения, частично минерализуется. Высвобождающиеся при этом биогенные элементы (включая микроэлементы) поступают в поровые воды, а затем и в придонный слой водной толщи в результате процесса молекулярной диффузии и периодического ветро-волнового взмучивания донных отложений на мелководье. Поскольку физико-химические условия в водной толще и донных отложениях различны, то имеет место дисбаланс между потоками органического вещества в донные отложения и выносом продуктов его распада в водную толщу. Кроме того, за счет изменения физико-химических условий может иметь место десорбция загрязняющих веществ из донных отложений.

При стационарных условиях формируется динамическое равновесие между содержанием ЗВ в донных отложениях и воде. Следовательно потоки органического вещества в донные отложения и продуктов его распада из донных отложений в воду будут иметь постоянную интенсивность. В отношении процесса сорбции, равновесие между концентрациями ЗВ в твердой фазе и растворе описывается уравнением изотермы Ленгмюра [13]:

$$C_s = \frac{C_{s0}bC}{1+bC}. \quad (6.17)$$

Здесь C_{s0} – предельно допустимая концентрация компонента C_s при условии $C \rightarrow \infty$ (C_{s0} – емкость частиц взвеси или донных отложений), коэффициент b определяет степень нелинейности изотермы. Однако в практических расчетах чаще используются частные случаи этого уравнения:

а) уравнение Фрейндлиха $C_s = k_d C^{1/n}$, (6.18)

где k_d – константа равновесия, характеризующая силу адсорбции, $1/n$ – степень нелинейности;

б) уравнение линейной изотермы (Генри): $C_s = k_d C$. (6.19)

При квазистационарном характере процессов, протекающих в водоеме, расчет потоков ЗВ, являющихся продуктами распада органического вещества в донных отложениях (минеральных соединений азота и фосфора, микроэлементов, включая тяжелые металлы) может быть выполнен на основе полученного в [64] дифференциального уравнения, описывающего вертикальное распределение продукта распада органического вещества в донных отложениях:

$$D_{es} \frac{d^2 C'_s}{dz^2} - w_s \frac{dC'_s}{dz} + K\beta_c C_{org}^0 e^{-K/w_s \cdot z} = 0. \quad (6.20)$$

Здесь $C'_s(z)$ – концентрация рассматриваемого продукта распада органического вещества, выраженная в его массе отнесенной к единице объема водонасыщенного пористого осадка; z – горизонт донных осадков (ось Oz направлена вниз); $D_{es} = D_0 p^2$ – эффективный коэффициент диффузии компонента в пористой среде, где p – пористость донных отложений, D_0 – коэффициент молекулярной диффузии вещества в воде; w_s – скорость осадконакопления; K – удельная скорость распада

органического вещества донных отложений; C_{org}^0 – концентрация исходного органического вещества на поверхности донных отложений; β_c – стехиометрический коэффициент, используемый для выражения концентрации органического вещества в единицах измерения одного из его компонент.

Решение уравнения (6.20) с граничными условиями $C'_s(0) = C'_{s0}$ и $C'_s(\infty) \leq \text{const} < \infty$ имеет вид:

$$C'_s(z) = C'_{s0} + w_s^2 \beta_c C_{\text{org}}^0 / (D_{\text{es}} K + w_s^2) (1 - e^{-K/w_s \cdot z}). \quad (6.21)$$

Если известны значения концентрации продуктов распада органического вещества $C'_s(z_1) < C'_s(z_2) < C'_s(z_3)$ в водонасыщенном пористом осадке донных отложений на нескольких горизонтах $z_1 < z_2 < z_3$ грунтового монолита, то на основе формулы (6.21) можно получить расчетную формулу для оценки диффузионного потока через границу вода-дно:

$$Q_{w-s} = -D_{\text{es}} \xi [C'_s(z_1) - C'_s(z_2)] / (e^{-\xi z_2} - e^{-\xi z_1}), \quad (6.22)$$

и определения значения константы (удельной скорости) распада органического вещества в донных отложениях:

$$K = \frac{\xi^2 D_{\text{es}} [C'_s(z_2) - C'_s(z_1)]}{\beta_c C_{\text{org}}^0 (e^{-\xi z_1} - e^{-\xi z_2}) - [C(z_2) - C(z_1)]}. \quad (6.23)$$

В выражениях (6.22) - (6.23) значение $\xi = K/w_s$, определяется графически или подбором из следующего трансцендентного уравнения:

$$[C'_s(z_3) - C'_s(z_1)] / [C'_s(z_2) - C'_s(z_1)] = (e^{-\xi z_1} - e^{-\xi z_3}) / (e^{-\xi z_1} - e^{-\xi z_2}). \quad (6.24)$$

При дополнительном учете адсорбции рассматриваемых компонентов, подчиняющейся линейному закону Генри, на твердом веществе скелета донных отложений, в знаменателе выражения (6.21) при w_s^2 появляется множитель $(1 + k_d)$, где k_d – константа адсорбции:

$$C'_s(z) = C'_{s0} + w_s^2 \beta_c C_{\text{org}}^0 / [D_{\text{es}} K + (1 + k_d) w_s^2] \cdot (1 - e^{-K/w_s \cdot z}). \quad (6.25)$$

В этом случае также возможен расчет по формулам (6.22) - (6.24) [64].

Итак, поток одного из продуктов распада органического вещества может быть вычислен по данным дискретных измерений его концентрации в поровом растворе на трех горизонтах грунтового монолита. Перед использованием формул (6.22) - (6.24) эти концентрации необходимо пересчитать на их значения в водонасыщенном пористом осадке путем умножения на пористость. Пробы отбирают в верхнем 10 -сантиметровом слое донных отложений.

Однако имеется и другой путь оценивания потоков компонентов органического вещества через границу вода-дно на основе решения уравнений макрокинетики процессов в донных отложениях – через измерение скорости осадконакопления w_s в водоеме. В этом случае полный поток биогенного элемента через поверхность донных отложений может быть рассчитан по формулам [64] :

$$Q_{w-s} = -D_{es}Kw_s\mathfrak{R}_0 / (D_{es}K + w_s^2) + w_s C'_{s0} , \quad (6.26)$$

или с учетом процесса адсорбции

$$Q_{w-s} = -D_{es}Kw_s\mathfrak{R}_0 / (D_{es}K + w_s^2(1 + k_d)) + w_s(1 + k_d)C'_{s0} , \quad (6.27)$$

где $\mathfrak{R}_{s0}$ – концентрация органического вещества на границе раздела вода-дно в единицах биогенного элемента, C'_{s0} – концентрация элемента (в минеральной форме) на границе раздела. При известном из наблюдений значении w_s , величина K может быть приближенно оценена из соотношения $K = 0.012w_s$ (где $[K]=1/\text{сут}$, $[w_s] = \text{см/сут}$), либо если известна концентрация неорганического соединения биогенного элемента на некотором горизонте донных осадков с координатой z_* , вычислена по трансцендентному уравнению:

$$\begin{aligned} e^{-K/w_s \cdot z_*} &= \left[C'_{s0} - C(z_*) \right] \cdot \left[D_{es}K + w_s^2 \right] / \left(w_s^2 \mathfrak{R}_{s0} \right) + 1 \\ \text{или} \quad e^{-K/w_s \cdot z_*} &= \left[C'_{s0} - C(z_*) \right] \cdot \left[D_{es}K + (1 + k_d) \cdot w_s^2 \right] / \left(w_s^2 \mathfrak{R}_{s0} \right) + 1. \end{aligned}$$

Отметим еще раз, что приведенные выше соотношения получены в предположении стационарности процессов, протекающих в водной экосистеме. В умеренных широтах о стационарности химико-биологических процессов можно говорить лишь при осреднении в

масштабах года. Связано это с существенным влиянием температуры среды на скорость этих процессов. Понятно, что в течение года будет меняться скорость первичного продуцирования органического вещества автотрофами, скорость биоседimentации, а следовательно и содержание органического вещества на границе раздела вода-дно. Однако, с другой стороны известно, что скорость осадконакопления в шельфовой зоне моря и водоемах, как правило, не превышает нескольких миллиметров – сантиметра в год (за исключением устьевых областей). Выделение же порового раствора производится из слоя колонки грунта высотой в несколько сантиметров. Таким образом, точность отбора проб поровых вод из грунтовой колонки на содержание органического вещества и продуктов его распада на границе раздела вода-дно автоматически обуславливает стационарность рассчитываемых по приведенным выше формулам величин потоков.

При увеличении точности определения граничных значений указанных характеристик появится возможность исследования сезонной изменчивости величин потоков.

Описанный выше метод расчета потоков ЗВ целесообразно использовать в том случае, когда основным их источником в донных отложениях является органическое вещество детрита. Однако есть все основания предполагать, что для ряда ЗВ доминирующими в формировании потоков через границу раздела вода-дно будут процессы их сорбции-десорбции органическими и минеральными частицами донных отложений. В этом случае для расчета величины потока можно воспользоваться следующей формулой [38]:

$$Q_{\text{sed-w}}^{\text{sorb}} = (1 - p)d_s \nu_{\text{sed-w}} (k_d C - C_s), \quad (6.28)$$

где $Q_{\text{sed-w}}^{\text{sorb}}$ – сорбционный поток ЗВ через границу дно-вода, мг/м²сут; p – пористость донных осадков; d_s – средний диаметр частиц, м; $\nu_{\text{sed-w}}$ – постоянная интенсивности сорбционного обмена в системе «вода - донные отложения», 1/сут; k_d – коэффициент равновесного распределения для указанной системы в соответствии с законом Генри; C – концентрация ЗВ в растворенной форме в придонном слое воды, мг/м³; C_s – концентрация ЗВ в донных отложениях.

В формуле (6.28) учитывается возможность изменения направленности сорбционного обмена ЗВ между водой и донными отложениями. В случае, если равновесная концентрация ЗВ в донных отложениях $C_s^R = k_d C$, вычисленная по уравнению линейной изотермы через концентрацию ЗВ в придонной воде C , больше, чем измеренная

величина C_s , имеет место процесс сорбции этого вещества частицами донных отложений. В обратном случае протекает процесс десорбции. Это очень важно для исследования роли донных отложений как источника вторичного загрязнения водной среды.

Если предположить, что на масштабах среднестатистического годового цикла в системе вода - донные отложения установилось равновесие между содержанием загрязняющего вещества в воде и донных отложениях, то внутригодовые колебания содержания этого вещества в воде, связанные, например, с изменчивостью речного стока или интенсивности ветро-волнового взмучивания донных осадков на мелководье, могут привести к ситуации, когда донные отложения станут источником поступления ЗВ в водную среду. Вероятность возникновения этого процесса определяется сорбционной емкостью частиц донных отложений, которая в свою очередь характеризуется величиной константы равновесия k_d . Если для данного типа донных грунтов определить в лабораторном эксперименте величину k_d , то на основе данных наблюдений за изменчивостью концентрации исследуемого типа ЗВ в придонной воде и содержанием его в донных отложениях, можно судить возможно ли возникновение явления десорбции и оценить ассимиляционную емкость донных отложений в отношении исследуемого типа загрязняющего вещества.

Основной проблемой при расчете сорбционных потоков ЗВ на границе вода – дно является определение значения коэффициента k_d . Он может быть определен непосредственно в лабораторных экспериментах [29], либо рассчитан на основе эмпирических зависимостей, обобщающих данные лабораторных экспериментов, проведенных различными исследователями [140].

Лабораторные эксперименты по определению коэффициента k_d проводятся двумя путями. В первом случае, в воду с известной концентрацией ЗВ добавляются различные навески донных грунтов и наблюдают за динамикой процесса адсорбции ЗВ частицами грунта вплоть до установления равновесия концентраций в системе вода-взвесь. Во втором случае, донные отложения с известным содержанием ЗВ помещают на дно аквариума и заливают его чистой водой. Добавляют в воду аквариума различное количество ЗВ и следят за изменением его концентрации в растворе, а также определяют концентрации, которые соответствуют установлению равновесия в исследуемой системе. Результатом такого рода экспериментов является изотерма адсорбции, а следовательно и значение k_d , а также временные кривые выхода концентраций ЗВ в растворе на равновесный режим, по которым определяется величина v_{sed-w} в формуле (6.28).

При расчете константы равновесия k_d по эмпирическим зависимостям используются сведения об особенностях их химического состава [145]. Например, о содержании в донных отложениях органического вещества.

Закрывая этот вопрос отметим, что в специальной литературе, как правило, в зависимостях вида (6.18), (6.19) концентрация C загрязняющего вещества в растворе измеряется мг/м^3 , а C_s – в мг ЗВ на единицу массы грунта (например, мг/г), тогда k_d измеряется в $\text{м}^3/\text{г}$. Однако в выражениях (6.25), (6.27) C'_s определяется в единицах массы ЗВ, отнесенной к единице объема водонасыщенного пористого осадка. Следовательно, при использовании указанных формул, k_d предварительно должно быть помножено на плотность водонасыщенного пористого осадка.

Далее остановимся на еще одном аспекте, связанном с оценкой роли донных отложений как источника вторичного загрязнения водной среды.

Известно, что в зоне прибрежного мелководья, где глубина места не превышает половину длины ветровой волны, во время сильных ветров происходит взмучивание донных отложений. При этом загрязненные поровые воды взмученного слоя донных отложений поступают в вышележащую колонку воды. Кроме того, следует ожидать, что может иметь место десорбция ЗВ из взвеси взмученных донных отложений и переход этих веществ в растворенное состояние. В настоящее время нет оценок роли этого механизма во вторичном загрязнении водной среды донными отложениями прибрежной зоны моря.

Главным вопросом при решении данной задачи является определение количества взвеси, поступающей в воду, и, следовательно, толщины взмученного слоя донных отложений, при заданных силе ветра и глубине места.

Толщина взмученного слоя может быть рассчитана, если известно суммарное количество взвеси, поступившее в столб воды из донных отложений:

$$\xi_s = \frac{S_{\Sigma}}{(1-p)\rho_s}, \quad (6.29)$$

где ξ_s – толщина возмущенного слоя донных отложений, S_{Σ} – суммарное содержание в столбе воды высотой H взвеси, поступившей из донных отложений; ρ_s – плотность частиц взвеси.

Для расчета величины S_{Σ} воспользуемся выводами из математической модели формирования вертикального профиля

концентрации взвешенных наносов, описание которой приведено в [8]. Получено следующее выражение для вертикального распределения концентрации S взвешенных наносов:

$$\begin{aligned} S &= S_e \exp\left(-\frac{w_b}{\varepsilon_1} z\right) && \text{при } z \leq \delta_0; \\ S &= S_e \exp\left(-\frac{w_b \delta_0}{\varepsilon_1}\right) \left(\frac{z}{\delta_0}\right)^{-\frac{w_s \delta_0}{\varepsilon_1}} && \text{при } z > \delta_0, \end{aligned} \quad (6.30)$$

где S_e – придонная концентрация наносов, определяемая по эмпирической зависимости:

$$S_e = 0.035 \left(\lg \frac{u_{*m}}{w_b} D_*^{0.7} \right)^{3.75}; \quad (6.31)$$

где z – вертикальная координата, направленная от дна к поверхности; w_b , w_s – гидравлическая крупность донных и взвешенных наносов, соответственно; δ_0 – толщина придонного слоя:

$$\delta_0 = \frac{\sqrt{2\pi H \varepsilon_1}}{u_m^2 \tau \left(\frac{\text{sh}(2kH)}{4kH} - \frac{1}{2} \right)}; \quad (6.32)$$

$k = 2\pi/\lambda$, λ – длина ветровой волны; τ – период ветровой волны; u_{*m} – максимальное значение динамической скорости в волновом потоке:

$$u_{m*} = \frac{\chi u_m}{\ln\left(1.6 \frac{a \delta}{k_s} + 1\right)}; \quad (6.33)$$

$k_s = 2.5d_{sr}$, где d_{sr} – средний диаметр донных наносов; $\chi = 0.4$ – постоянная Кармана; $a \delta = u_m / \omega$, $\omega = 2\pi/\tau$ – угловая частота поверхностных волн; $u_m = \frac{\pi h_w}{\tau \text{sh}(kH)}$ – максимальные орбитальные скорости у дна в волновом потоке, h_w – высота поверхностной волны; ε_1 –

коэффициент диффузии в придонном слое, рассчитываемый по эмпирической зависимости:

$$\begin{aligned}\varepsilon_1 &= 0.27u_{*p} \frac{u_m \tau}{2\pi} \left(\frac{w_b}{u_{*p}} \right)^{3,32} \frac{gd_{sr}(s-1)}{w_b^2} \quad \text{при} \quad \frac{w_b}{u_{*p}} < 0.52; \\ \varepsilon_1 &= 0.44u_{*p} \frac{u_m \tau}{2\pi} \left(\frac{w_b}{u_{*p}} \right)^{0,51} \frac{gd_{sr}(s-1)}{w_b^2} \quad \text{при} \quad \frac{w_b}{u_{*p}} \geq 0.52,\end{aligned} \quad (6.34)$$

u_{*p} – амплитуда динамической скорости в волновом потоке при зернистой шероховатости, рассчитываемая по формуле (6.33) при $k_s = 2.5d_{sr} + \Delta$, где Δ – высота донных рифелей, $s = \rho_s / \rho$ – относительная плотность донного грунта, ρ_s и ρ – плотности взвеси и воды, соответственно.

Величины w_b и w_s могут быть рассчитаны по известной формуле Стокса либо более универсальным зависимостям [27], через плотность и средний диаметр донных d_{sr} и взвешенных $d_{sus} = d_{sr}(1 - 0.7 \exp(-0.3T_m))$

наносов, $T_m = \frac{u_{*m}^2}{u_{*cr}^2} - 1$, где u_{*cr} – критическая динамическая скорость,

соответствующая началу движения наносов:

$$u_{*cr}^2 = gd_{sr}(s-1)\theta_{cr}, \quad (6.35)$$

$$\theta_{cr} = 0.24D_* \quad \text{при} \quad D_* \leq 4;$$

$$\theta_{cr} = 0.14D_*^{-0.64} \quad \text{при} \quad 4 < D_* \leq 10;$$

$$\theta_{cr} = 0.04D_*^{-0.1} \quad \text{при} \quad 10 < D_* \leq 20;$$

$$\theta_{cr} = 0.013D_*^{0.29} \quad \text{при} \quad 20 < D_* \leq 150;$$

$$\theta_{cr} = 0.055 \quad \text{при} \quad D_* > 150,$$

где $D_* = d_{sr} \left[\frac{g(s-1)}{\nu^2} \right]^{1/3}$, g – ускорение свободного падения; ν – коэффициент молекулярной кинематической вязкости воды.

Проинтегрировав в пределах соответствующих слоев воды выражения (6.30) и просуммировав их, можно найти величину S_Σ :

$$S_\Sigma = \int_0^{\delta_0} Sdz + \int_{\delta_0}^H Sdz = C_a \left[\frac{\varepsilon_1}{w_b} (1 - e^{-\gamma}) + e^{-\gamma} \frac{\delta_0}{1 - \gamma_s} \left(\left(\frac{H}{\delta_0} \right)^{1 - \gamma_s} - 1 \right) \right], \quad (6.36)$$

где $\gamma = \frac{w_b}{\varepsilon_1} \delta_0$ и $\gamma_s = \frac{w_b}{\varepsilon_1} \delta_0$. Тогда среднее содержание взвеси в слое воды толщиной H составит $\bar{S} = S_{\Sigma} / H$. Согласно [38], сорбционный поток ЗВ в системе «вода-взвесь» может быть рассчитан по формуле (4.5).

Количество ЗВ, поступающих в водную колонку вместе с поровыми водами за счет ветро-волнового взмучивания донных отложений, может быть оценено как

$$M_c = \rho_{sw} \xi_s \cdot \Omega \cdot p \cdot C_s^p, \quad (6.37)$$

ρ_{sw} - плотность водонасыщенного пористого осадка, кг/м^3 ; C_s^p - концентрация ЗВ в поровых водах донных отложений, мг/м^3 ; Ω - площадь дна, м^2 , являющаяся основанием водной колонки, в которую поступает ЗВ содержащееся ранее в поровых водах взмученного слоя донных отложений толщиной ξ_s . Прибавка концентрации ΔC , мг/м^3 , загрязняющего вещества в столбе воды с единичным основанием и высотой H , м, составит:

$$\Delta C = \frac{\rho_{sw} p \cdot \xi_s \cdot C_s^p}{H}. \quad (6.38)$$

Исходной информацией для использования выражений (6.29) - (6.38) являются измеренные либо рассчитанные характеристики ветрового волнения в локальной точке прибрежного мелководья при ветре заданной силы.

Заключение к главе 5

Основные требования, предъявляемые к информации, получаемой в ходе экологического мониторинга морских акваторий, продиктованные необходимостью ее дальнейшего использования для экосистемного анализа, построения и калибровки математических моделей качества вод и функционирования водных экосистем, заключаются в следующем:

- комплексность системы наблюдений и экспериментов, позволяющая установить причинно-следственные связи в динамике элементов экосистемы и их зависимость от характеристик водной среды;

- система мониторинга должна быть организована таким образом, чтобы не только отслеживать характеристики текущего состояния экосистемы, но и предусматривать проведение специализированных наблюдений, натурных и лабораторных экспериментов, необходимых для разработки концепции, калибровки параметров и верификации создаваемых моделей.

В ходе специализированных наблюдений и экспериментов определяются параметрические характеристики потоков веществ и энергии между элементами экосистемы и их зависимость от текущих и режимных гидрологических, химических и биологических характеристик водной среды.

Экспериментальное определение типичных значений параметров математических моделей водных экосистем и диапазонов их реальной изменчивости представляет собой сложную научную задачу, требующую индивидуального методологического подхода в каждом конкретном случае. Значения многих параметров не могут быть измерены напрямую и для их косвенной оценки по результатам наблюдений и экспериментов используют элементы математического моделирования. Определение, систематизация и развитие этих методик, представляют несомненный научный и практический интерес, т.к. открывают доступ к прикладному использованию математических моделей качества вод и функционирования водных экосистем широкому кругу пользователей. Эта задача решена в изложенной выше главе. В частности, рассмотрены методические аспекты определения удельных скоростей: продукции, выедания и смертности фитопланктона, минерализации и биохимического окисления органического вещества, нитрификации и т.д.; обобщены в виде методик, предложенные в различных работах выводы из математических моделей, позволяющие получить оценки потоков загрязняющих веществ между водой и донными отложениями, с целью определения роли последних как потенциального источника вторичного загрязнения водных объектов.

ГЛАВА 7

ОПРЕДЕЛЕНИЕ СТРАТЕГИИ УПРАВЛЕНИЯ КАЧЕСТВОМ ВОД ИССЛЕДУЕМЫХ МОРСКИХ АКВАТОРИЙ

Разработка и усовершенствование методологии использования математических моделей качества вод для решения прикладных задач морского природопользования представляет собой не менее актуальную и комплексную задачу, чем разработка математической структуры и калибровка этих моделей. Объясняется это тем, что несмотря на сложность математической структуры и численной реализации современных моделей качества вод, они не являются универсальными, что обусловлено разнообразием решаемых прикладных задач, типов загрязняющих веществ и их свойств, многообразием и изменчивостью природных и антропогенных факторов, формирующих качество среды обитания гидробионов и особенности функционирования водных экосистем.

Модели качества вод описывают лишь наиболее значимые элементы экосистем и связывающие их химико-биологические процессы в водной среде. Применимость модели и ее информационные возможности ограничиваются допущениями и упрощениями, используемыми при ее разработке, неучет или незнание которых могут привести к неправильной интерпретации получаемых результатов, их неадекватности или тривиальности. Корректное и эффективное использование математических моделей качества вод при решении прикладных задач зависит от наличия у исследователя системных знаний о физических, химических и биологических процессах, протекающих в морской среде, и их взаимообусловленности.

С другой стороны, чем сложнее структура модели, тем больше данных требуется для ее качественной калибровки, верификации и применения. Следовательно, существенно возрастают требования и финансовые затраты на проведение экологического мониторинга моделируемой экосистемы, что может сделать проект экономически не выгодным.

Как правило, перед исследователем стоит задача: используя математическую модель дать научно-обоснованные практические рекомендации по путям реализации хозяйственных или природоохранных проектов, минимизируя при этом требования к содержанию и затратам на экологический мониторинг.

Исходя из вышесказанного, разработка методов и приемов использования относительно простых (с точки зрения функционирования реальной экосистемы) математических моделей качества вод для

эффективного и адекватного решения прикладных задач экологии моря представляет несомненный научный и практический интерес.

Цель данной главы заключается в том, чтобы продемонстрировать возможности и методологию использования численных математических моделей качества вод для решения прикладных задач экологии моря, связанных с выбором оптимальной стратегии морского природопользования, сохранения и восстановления качества водной среды.

7.1. Разработка рекомендаций по улучшению гидрологического и гидрохимического режимов Тузловской группы лиманов

Расчеты водно-солевого баланса Тузловской группы лиманов и исторический опыт свидетельствуют [85, 87], что современный режим их рыбохозяйственного использования, когда в песчаной пересыпи искусственно создаются несколько каналов, соединяющих лиман с морем, которые открываются весной – для впуска рыбы и летом – для ее отлова, способствует регулированию экологического состояния водоема, позволяя избежать негативные последствия его обмеления и осолонения. По этим каналам происходит искусственное наполнение водоема морской водой, которая способствует относительному «распреснению» вод лиманов осенью и, в маловодные годы, весной. Причем в условиях типичного средневодного года, в период весеннего водообмена с морем, из лиманов выводится большее количество солей, чем поступает осенью с морскими водами [22]. При заполнении водоема весной и осенью происходит его биологическое «оживление», в то время как летом, при минимальных отметках уровня в период изоляции водоема, качество вод и условия обитания высших гидробионтов ухудшаются [91].

С другой стороны, как отмечалось в разделе 2.2.2, при современной схеме рыбо- и водохозяйственного использования Тузовских лиманов их реальная рыбопродуктивность меньше потенциальных возможностей и продолжает снижаться. Поэтому возникает вопрос о реконструкции гидрологического и гидрохимического режимов лиманов, путем обеспечения их непрерывного водообмена с морем в летний период через постоянно функционирующие искусственные прораны в пересыпи. Предполагается, что в результате увеличения водообновления и относительной стабилизации уровня воды, температурный и соленостный режим, а также качество вод лиманов приблизится к морскому и станет

пригодным для воспроизводства большего числа видов рыб и других гидробионтов, встречающихся на прилегающей акватории моря.

Таким образом, задача управления качеством вод экосистемы Тузловской группы лиманов сводится к определению оптимального числа искусственных проранов в косе и их местоположения, для обеспечения максимального водообмена с прилегающей морской акваторией. Решить эту задачу позволяет гидродинамическая модель, описанная в главе 3.

На временных масштабах порядка естественно-синоптического периода интенсивность водообмена между лиманами и открытым морем определяется инициированными ветром сгонно-нагонными колебаниями (денивеляциями) уровня воды. При этом переток вод по каналам будет обеспечиваться различным характером ветровых денивеляций уровня воды в Тузовском водоеме и на прилегающей акватории моря. Следовательно, для корректного описания влияния сгонно-нагонных явлений на водообмен через узкие прораны в пересыпи, расчетная область должна включать в себя не только акваторию лиманов, но и сопряженную с ней часть моря.

На первом этапе гидродинамическая модель использовалась для исследования особенностей циркуляции вод и сгонно-нагонных колебаний уровня воды в лиманах и на прилегающей части моря с целью определения таких участков пересыпи, для которых перекося уровня между лиманом и морем, при характерном для района ветровом режиме, большую часть времени будет максимальным.

При расчетах акватория Тузовских лиманов покрывалась расчетной сеткой 65×22 узла с шагом 500 м. Учитывая малые глубины, использовались 4 расчетных уровня по вертикали.

Вторая расчетная область представляла собой акваторию западной части северо-западного шельфа Черного моря, южная граница которой проходит по $45^{\circ} 00'$ с.ш., а восточная – вдоль меридиана $31^{\circ} 10'$ в.д. (рис. 7.3). Указанная акватория покрывалась расчетной сеткой 62×93 узла с шагом 2000 м. Использовались 10 расчетных уровней по вертикальной координате. Учитывалось влияние стока р. Дунай на денивеляцию уровня моря и формирование стоковых (градиентных) течений на участке расчетной области, примыкающей к Тузовским лиманам. При этом суммарный по всем рукавам расход р. Дунай полагался неизменным и равным $6\,460 \text{ м}^3/\text{с}$.

Расчеты проводились для стационарных ветров восьми основных румбов: С, СВ, В, ЮВ, Ю, ЮЗ, З, СЗ, – силой 5 и 8 м/с. Как и следовало ожидать, наиболее сильные перекося водной поверхности отмечаются при продольных по отношению к оси Тузовского водоема СВ и ЮЗ ветрах, а минимальные – при поперечных СЗ и ЮВ ветрах (рис. 7.1). Если при

ветрах силой 5 м/с максимальный перекося уровня между южной и северной границами водоема составляет ≈ 10 см, то при усилении ветра до 8 м/с максимальный перекося превышает 30 см. В целом, ветра С, СВ, В, Ю, ЮЗ и З направлений, вызывающие явные перекося уровня между южной и северной частями водоема вдоль морской косы, наблюдаются летом в 70 - 80 % случаев по данным [21] и ГМП Усть-Дунайск.

Характерной особенностью интегральной ветровой циркуляции вод в водоеме является интенсивный водообмен между лиманами Шаганы и Алибей через общую – нижнюю его часть, примыкающую к морской пересыпи. Напротив, водообмен между лиманами Бурнас, Карачаус и остальной частью водоема затруднен (рис. 7.2).

Расчеты для прилегающего к Тузловской группе лиманов участка северо-западного шельфа Черного моря показали (рис. 7.3), что денивеляции уровня определяются взаимодействием ветровых и стоковых течений. При слабых ветрах, под влиянием речного стока отметка уровня моря всегда выше либо равна отметке уровня воды в лиманах. Лишь при усилении ветра до 8 м/с в районе Тузловской пересыпи со стороны моря могут отмечаться слабые сгоны при З и СЗ ветрах. Причем, при ветрах одной силы, амплитуда колебаний отметки уровня воды в море меньше, чем в водоеме. Это различие существенно возрастает при увеличении скорости ветра. Так, при ветре силой 8 м/с максимальный перекося уровня в лимане может достигать 30 см, в то время как со стороны моря перекося уровня вдоль косы не превышает нескольких сантиметров, а амплитуда колебаний уровня при ветрах различных направлений не превышает 7 см.

Таким образом, расчеты циркуляции вод и денивеляций водной поверхности при ветрах различных направлений и силы, выполненные с помощью гидродинамической модели, свидетельствуют, что для обеспечения максимального водообмена с морем и обновления вод Тузловского водоема оптимальным является размещение соединительных каналов в северной и южной частях песчаной пересыпи. Между этими точками водоема в 70 - 80 % случаев ветровых ситуаций образуется существенный перекося водной поверхности. Кроме того, условно водоем можно разделить на две части, водообмен между которыми затруднен – это Бурнас и Шаганы-Алибей. В результате, в лимане Бурнас наблюдаются максимальные значения солености. Следовательно, чтобы обеспечить водообновление в обеих частях водоема, необходимо иметь соединительный канал в каждой из них.

Для проверки этих логических рассуждений, основанных на расчетах циркуляции вод и ветровых денивеляций водной поверхности в лиманах, были проведены численные эксперименты с гидродинамической моделью, в которых в качестве пассивного, консервативного трассера вод и показателя эффективности различных управленческих и инженерных

решений выступает соленость вод в Тузовских лиманах. Использовался упрощенный вариант модели, в котором учитывались только ветровые и стоковые течения.

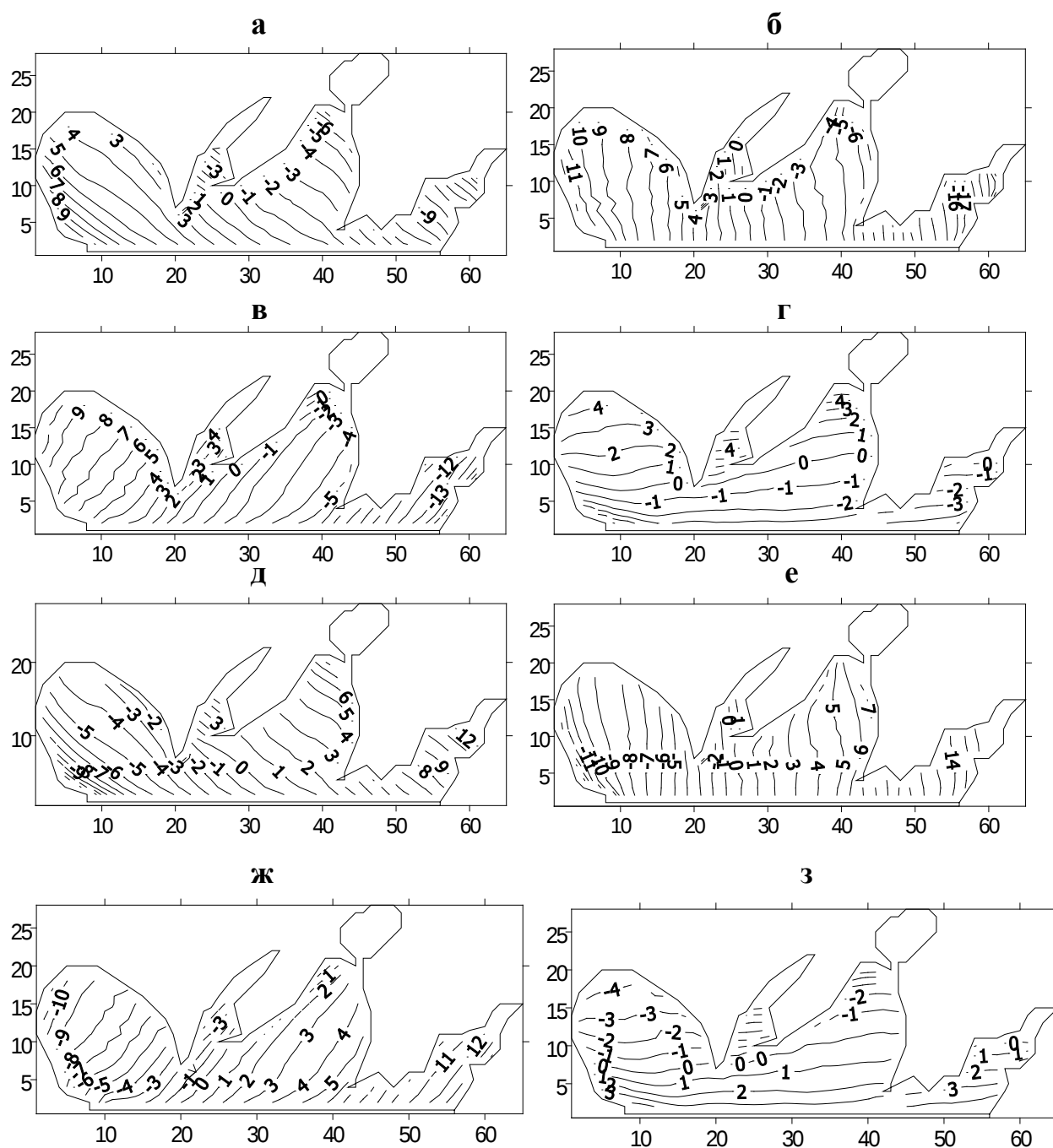


Рис. 7.1 Ветровые денивелизации уровня в лиманах (в см) при ветре силой 8 м/с и направлении: а) С; б) СВ; в) В; г) ЮВ; д) Ю; е) ЮЗ; ж) З; з) СЗ

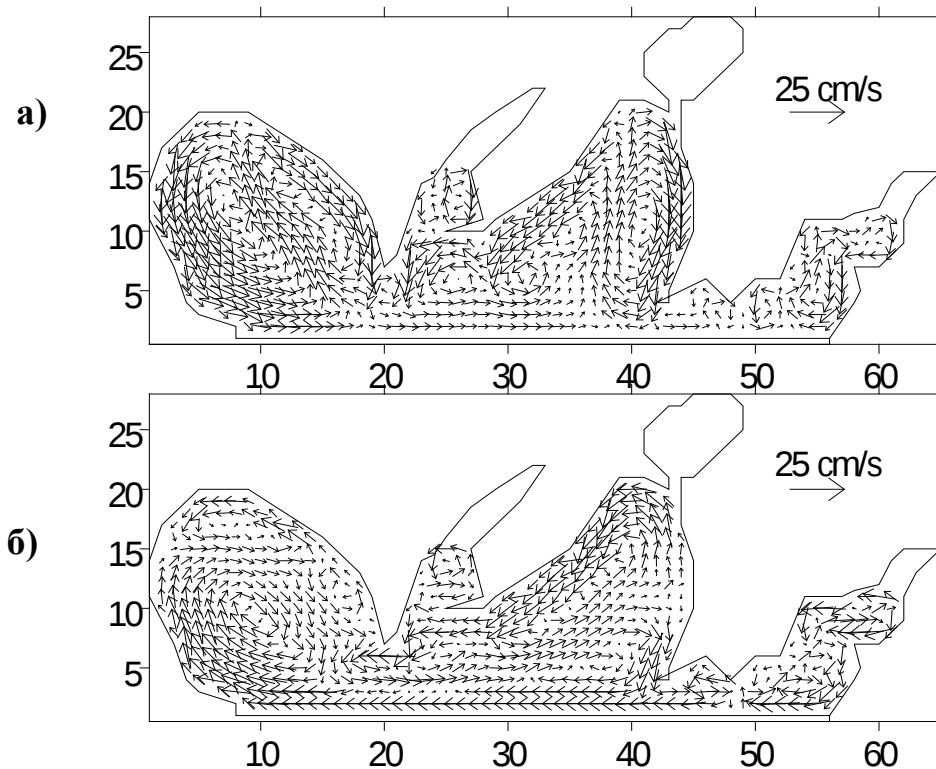


Рис. 7.2 Поле интегральной по глубине циркуляции вод в Тузовских лиманах при СВ – продольном (а) и СЗ – поперечном (б) ветрах силой 8 м/с

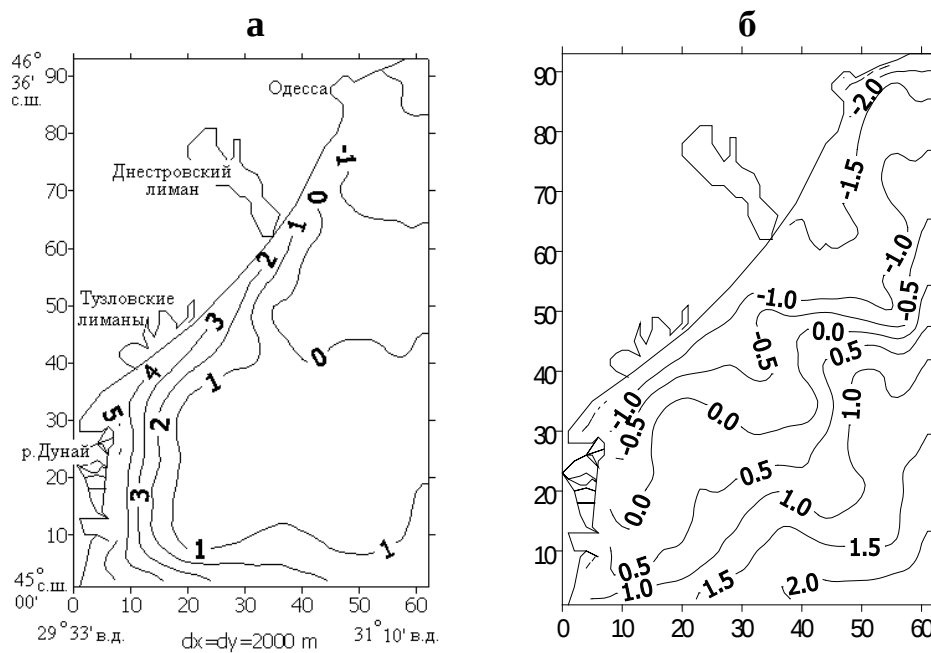


Рис. 7.3 Поле возмущений уровня моря (в см) в западной части северо-западного шельфа Черного моря при СВ (а) и СЗ (б) ветрах силой 8 м/с

Моделирование водо- и солеобмена Тузовских лиманов с морем выполнялось в период с 1 мая по 30 сентября при ветровых условиях за 2002 г. по данным ГМП Усть - Дунайск. Скорость и направление ветра задавались с дискретностью 3 часа и усваивались моделью в ходе счета. В крайних точках морской границы, с дискретностью 3 часа задавались возмущения уровня моря, рассчитанные при тех же ветровых условиях по модели адаптированной к акватории прилегающей части Черного моря. Соленость вод на морских границах задавалась однородной и, в соответствии с данными атласа [14], увеличивалась с 12 ‰ в мае до 15 ‰ – в сентябре. Начальная (в мае) соленость вод в Тузовском водоеме, согласно [85], полагалась равной 21 ‰, а распределение ее по пространству водоема – однородным.

Первоначально моделировалась динамика вод лиманов и изменчивость их солености с мая по сентябрь при отсутствии водообмена с морем. Предполагалось, что за расчетный период максимальная глубина водоема уменьшится за счет испарения на 0.9 м по сравнению с исходной 3.4 м в начале мая, что соответствует ситуации экстремально маловодного года в водно-балансовых расчетах. Расчеты выполненные с использованием гидродинамической модели показали (рис. 7.5.а), что при таких условиях минерализация вод к концу сентября повысится на акватории лиманов Шаганы и Алибей до 38.4 - 38.7 ‰, а в лиманах Карачаус и Бурнас – до 43.4 и 43.7 ‰, по сравнению с весенней (21 ‰), когда существует естественный водообмен с морем.

Для оценки эффективности различных вариантов строительства соединительных каналов в песчаной пересыпи, отделяющей Тузовские лиманы от моря, была проведена серия численных экспериментов с моделью, в которых рассчитывалось распределение солености на акватории водоема при наличии искусственно обеспечиваемого нерегулируемого водо- и солеобмена с морем. Рассматривались следующие варианты:

- 1) единственный соединительный канал шириной 50 м, расположенный в северной части пересыпи (Бурнас);
- 2) единственный соединительный канал шириной 50 м, расположенный в южной части пересыпи (Шаганы);
- 3) два соединительных канала шириной 50 м, один из которых расположен в центральной части пересыпи (Алибей), а второй – в ее северной части (Бурнас);
- 4) два соединительных канала шириной 50 м, один из которых расположен в южной части пересыпи (Шаганы), а второй – в северной ее части (Бурнас).

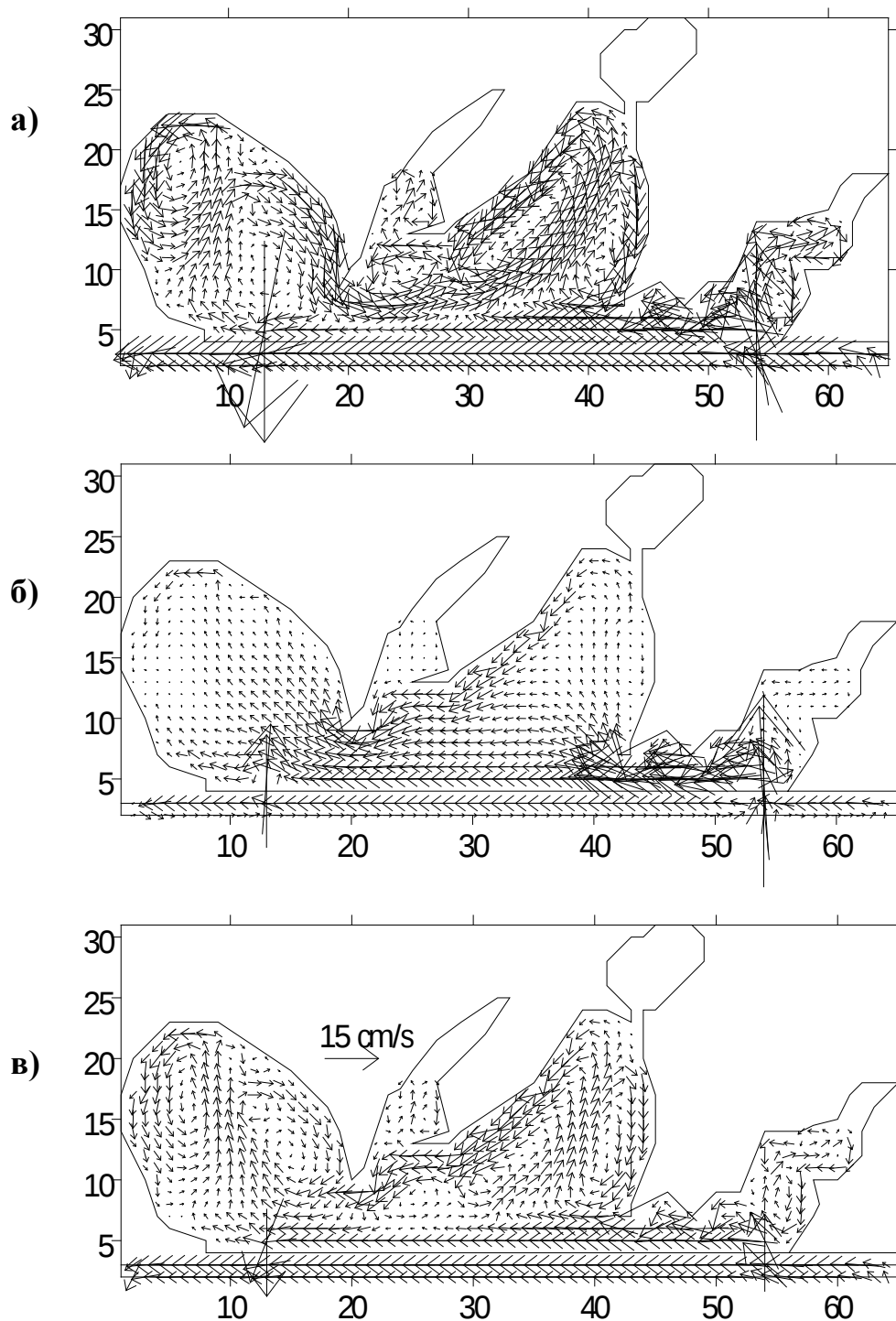


Рис. 7.4 Поле интегральных по глубине течений в Тузовском лиманах и на прилегающей акватории моря, при наличии соединительных каналов в северной и южной частях пересыпи, соответствующее датам (данные о ветре за 2002 г.): 30 мая (а); 20 июля (б); 20 августа (в)

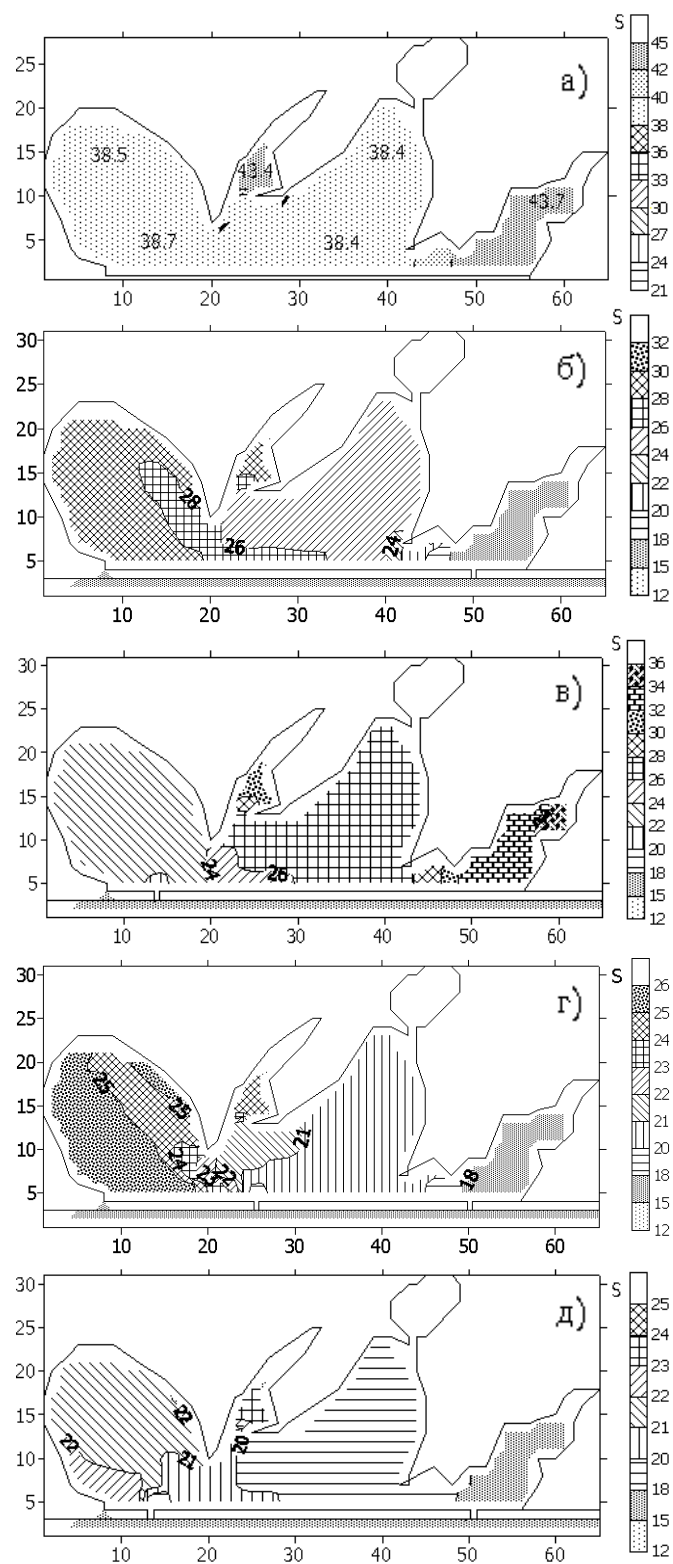


Рис. 7.5 Рассчитанное по модели пространственное распределение солености (‰) на 20 сентября (ветер за 2002 г.) при отсутствии водообмена с морем (а) и реализации альтернативных вариантов: 1 (б); 2 (в); 3 (г); 4 (д)

Во всех вариантах водообмен через каналы не регулировался и обеспечивался денивелизациями уровня моря как в Тузовском водоеме, так и на прилегающей акватории моря (рис. 7.4).

Расчеты показали, что наиболее эффективным для обеспечения максимального водообмена с морем и поддержания солености вод в водоеме на стабильно низком уровне является вариант 4. При его реализации, в течение всего расчетного периода, минимальная соленость вод (до 17 ‰) будет наблюдаться в л. Бурнас, а максимальная (до 23 - 24 ‰) – в л. Шаганы и Карачаус (рис. 7.5.д). При ширине каналов 50 м в отдельные моменты времени скорость течений в канале достигает 60 см/с (рис. 7.4).

Смещение южного соединительного канала ближе к центру водоема (вариант 3) приводит к уменьшению водообмена с морем и водообновления в л. Шаганы и Карачаус, где минерализация вод к концу расчетного периода повышается до 24 - 26 ‰ (рис. 7.5.г).

Если же оставить только один соединительный канал в северной части пересыпи, прилегающей к лиману Бурнас (вариант 1), то соленость вод в лиманах Шаганы и Карачаус повысится до 28 - 29 ‰ (рис. 7.5.б), хотя в северной части водоема она по-прежнему останется низкой (до 18 ‰).

При сооружении только одного канала, расположенного в южной части пересыпи, прилегающей к лиману Шаганы (вариант 2), соленость вод в этой части лимана к концу расчетного периода повысится до 23 ‰, а в лиманах Карачаус и Бурнас – до 32 - 36 ‰ (рис. 7.5.в).

При анализе полученных результатов соленость Тузовских лиманов рассматривалась как показатель качества вод водоема по сравнению с морскими водами, а также как показатель интенсивности водообмена с морем и водообновления в лиманах. Следовательно, при реализации варианта 4 мы получаем максимальную промываемость Тузовских лиманов и обновление их вод морскими. Качество вод лиманов в этом случае будет определяться качеством втекающих морских вод.

Если же ограничиться строительством единственного канала, то большего водообновления можно добиться, если разместить его в северной части косы, прилегающей к л.Бурнас. Однако в этом случае водоем перестанет быть проточным и превратится в накопитель соли и загрязняющих веществ, поступающих с морскими водами.

Итак, результаты численных экспериментов с гидродинамической моделью свидетельствуют, что Тузовская группа лиманов может быть преобразована в частично проточный водоем, с высокой степенью водообновления и качеством вод близким к морскому, путем сооружения в песчаной пересыпи двух каналов шириной 50 м, расположенных на

южной (Шаганы) и северной (Бурнас) оконечностях песчаной пересыпикосы. Анализ ветровой динамики вод и денивеляций отметок уровня воды в водоеме и на прилегающем участке моря показал, что такое количество и местоположение соединительных каналов является оптимальным.

7.2. Выбор района размещения источника загрязнения по критерию минимизации ущерба, наносимого морской экосистеме (на примере Одесского района СЗЧМ)

Данная задача имеет несомненное практическое значение, поскольку позволяет оптимизировать размещение вновь создаваемых антропогенных источников загрязнения и, в перспективе, нормировать деятельность уже функционирующих источников таким образом, чтобы концентрации загрязняющих веществ в природоохранных зонах не превышали предельно-допустимых концентраций. Впервые эта задача была рассмотрена в [58] для атмосферных источников загрязнения.

Излагаемая ниже задача решалась одним из авторов совместно с С.А.Лониным [55, 141] в несколько иной постановке: найти на акватории Одесского региона северо-западной части Черного моря место для строительства выносного нефтеперевалочного комплекса (НПК) оптимальное с точки зрения минимизации вероятного уровня загрязнения природоохранных зон моря нефтепродуктами (НП), поступающими в морскую среду в результате технологических потерь.

При расчетах полей загрязнения, связанных с технологическими потерями НПК, принимались следующие допущения:

- НП представляются в виде водонефтяной эмульсии, исходя из предположения, что малые порции нефти быстро эмульгируют;
- пренебрегая испарением, химико-биологическими процессами деструкции, представляем НП как консервативный и пассивный трассер, что обуславливает “оценку сверху” содержания НП в зоне загрязнения и использование стратегии минимального риска при оценке ущерба экосистеме.

Перенос НП определяется трехмерным полем течений (с учетом вертикальной скорости w_0 всплывания частиц нефти в эмульсии) и интенсивностью турбулентного обмена. Поля установившихся течений для типовых синоптических ситуаций предварительно рассчитывались по гидродинамической модели [51].

Для полуограниченной области СЗЧМ уравнение (1.1) запишем в виде:

$$B C + L C = f, \quad (7.1)$$

полагая источник нефти f (мощностью Q) постоянно действующим и распределенным по вертикали. В уравнении (7.1) $B = \partial/\partial t$; $L = \text{div}(\vec{V} \cdot) + (w + w_0) \partial/\partial z - D_h \Delta - \partial/\partial z [\alpha_c (D_v + \nu) \partial/\partial z]$; Δ – оператор Лапласа; D_h – коэффициент горизонтальной диффузии; D_v – коэффициент вертикальной турбулентной вязкости; $\vec{V} = \vec{V}(x, y, z)$ – трехмерный вектор компонент скорости течений; ось z направлена вертикально вниз; C – объемная концентрация нефти в воде; α_c – обратное турбулентное число Шмидта для примеси; w, w_0 – вертикальная скорость воды и частиц эмульгированных нефтяных капель ($w_0 < 0$); ν – молекулярная вязкость воды.

В начальный момент времени $t = 0$ полагается $C = 0$. На открытых морских границах $\partial\Omega$ рассматриваемой пространственной области Ω положим:

$$\begin{aligned} C &= 0 \quad \text{на } \partial\Omega \text{ при } (\vec{V} \vec{n}) < 0 \\ \partial C / \partial \vec{n} &= 0 \quad \text{на } \partial\Omega \text{ при } (\vec{V} \vec{n}) \geq 0, \end{aligned} \quad (7.2)$$

при $z = 0$ и $z = H(x, y)$

$$-w_0 C + (\alpha_c D_v + \nu) \partial C / \partial z = 0. \quad (7.3)$$

В уравнении (7.1) функция f записывается в виде:

$$f = Q f_1(z) \delta(x - x_0) \delta(y - y_0), \quad (7.4)$$

где $\delta(x)$ – дельта-функция Дирака; x_0, y_0 – координаты источника; выражение для функции $f_1(z)$ определяется из равновесного условия $D_v^{\text{eff}} \partial C / \partial z = w_0 C(z)$ для вертикального распределения нефти в эмульсии [73]. Если для верхнего слоя в этом условии положить $D_v^{\text{eff}} = (\alpha_c D_v + \nu) \cong \text{const}$, а в w_0 учесть весь спектр размеров частиц нефти в эмульсии, то в результате получим

$$C(z) = C(0)f_1(z), \text{ где } f_1(z) = \exp[w_0 z / D_v^{\text{eff}}].$$

Согласно [58], сопряженная задача для C^* на интервале времени $t \in [T, 0]$ имеет следующий вид:

$$B^* C^* + L^* C^* = p, \quad (7.5)$$

где $B^* = -\partial / \partial t$; $L^* = -\text{div}(\vec{V} \cdot) - (w + w_0) \partial / \partial z - \alpha_c D_h \Delta - \partial / \partial z [(\alpha_c D_v + v) \partial / \partial z]$; p – произвольная функция. Заметим, что уравнение (7.5) решается в обратном направлении по времени.

Соответствующие краевые условия, следующие из (7.1) - (7.3), запишутся в виде:

$$\begin{aligned} C^* &= 0 && \text{на } \partial\Omega \text{ при } (\vec{V} \vec{n}) < 0 \\ \alpha_c D_h \partial C^* / \partial \vec{n} + (\vec{V} \vec{n}) C^* &= 0 && \text{на } \partial\Omega \text{ при } (\vec{V} \vec{n}) \geq 0. \end{aligned} \quad (7.6)$$

$$w_0 C^* + (\alpha_c D_v + v) \partial C^* / \partial z = 0 \quad \text{на } z = 0 \text{ и } z = H(x, y); \quad (7.7)$$

$$C^*(x, y, z, T) = C^*(x, y, z, 0).$$

Рассмотрим двойственное представление функционала [58]:

$$J \equiv \int_0^T dt \int_{\Omega} p C \, d\Omega = \int_0^T dt \int_{\Omega} f C^* \, d\Omega. \quad (7.8)$$

Если функционалу J придать значение уровня загрязнения морской воды НП, то по его минимальному значению в области Ω можно определить оптимальную зону для размещения НПК. Использование для этой цели левой части равенства (7.8) потребовало бы многократного решения прямой задачи (7.1) - (7.4) с перебором всевозможных положений (x_0, y_0) источника, тогда как по правой части этого равенства можно получить искомый результат из одного решения краевой задачи (7.5) - (7.7).

Выберем в качестве критерия оптимизации предотвращение загрязнения в следующих природоохранных зонах Ω_+ (рис. 7.6): 4-х

километровая прибрежная зона СЗЧМ, филофорное поле Зернова, район Одесской банки. Учитывая, что основная часть эмульсии в равновесных условиях сосредоточена преимущественно в верхнем слое воды, примем в качестве природоохранной области с площадью поверхности S_+ верхний 5-метровый слой воды ($H_+ = 5$ м).

Функцию $p(x,y,z)$ зададим в виде:

$$p(x,y,z) = \begin{cases} (S_+ H_+ T)^{-1}, & (x, y, z) \in \Omega_+ \\ 0, & (x, y, z) \notin \Omega_+ \end{cases} \quad (7.9)$$

Тогда, согласно левой части (7.8), значение функционала J в каждой точке области Ω будет характеризовать среднее за время T содержание нефтепродуктов в 5-метровом слое природоохранных зон Ω_+ при условии размещения НПК в этой точке.

Физический смысл реализации сопряженной задачи заключается в следующем. Предположим, что при бесконечно длительном воздействии источника мощностью Q произошло рассеивание нефти в конечной области Ω . Этот результат можно получить на основе решения прямой задачи (7.1) - (7.3). При решении сопряженной задачи (7.5) - (7.7) с функцией p вида (7.9) происходит "стягивание" решения в обратном направлении. При этом различные точки области Ω будут характеризоваться неодинаковым влиянием источника загрязнения на решение в природоохранной зоне Ω_+ . Характеристикой этого влияния является значение функционала J в каждой точке области Ω . Оптимальными для размещения НПК будут являться точки, соответствующие областям минимума функционала J .

Основным фактором, определяющим циркуляцию вод в СЗЧМ является ветер. Время перестройки циркуляционных систем при смене синоптических ситуаций невелико по сравнению с продолжительностью действия конкретного типа атмосферных процессов. Если учесть, что время смены синоптических ситуаций не превышает нескольких часов, а их продолжительность составляет естественный синоптический период (несколько суток), то весь процесс (в предположении адитивности) можно считать непрерывным во времени с произвольным чередованием метеорологических ситуаций различного типа. Тогда допустимо разделить весь исследуемый период времени на ряд отрезков продолжительностью T и решать N задач вида (7.5) - (7.7). Окончательный результат может быть получен как пересечение N областей значений функционала J , которые были определены для частных типовых ситуаций.

Расчетная область СЗЧМ ($46^{\circ}12'50''$ - $46^{\circ}37'40''$ с.ш., $30^{\circ}38'12''$ - $31^{\circ}10'00''$ в.д.) покрывалась равномерной по горизонтали сеткой с шагом 1 км; по вертикали были выбраны следующие горизонты: 0, 0.1, 1.0, 1.5, 3.0, 3.5, 5.0, 7.5, 10.0, 12.5, 13.0, 14.5, 16.0, 17.5, 19.0, 20.5, 22.0, 23.5, 25.0, 26.5 и 28.0 м. На первом этапе были рассчитаны установившиеся поля течений и турбулентности для восьми основных румбов ветра по модели [51]. Скорость ветра полагалась равной 10 м/с.

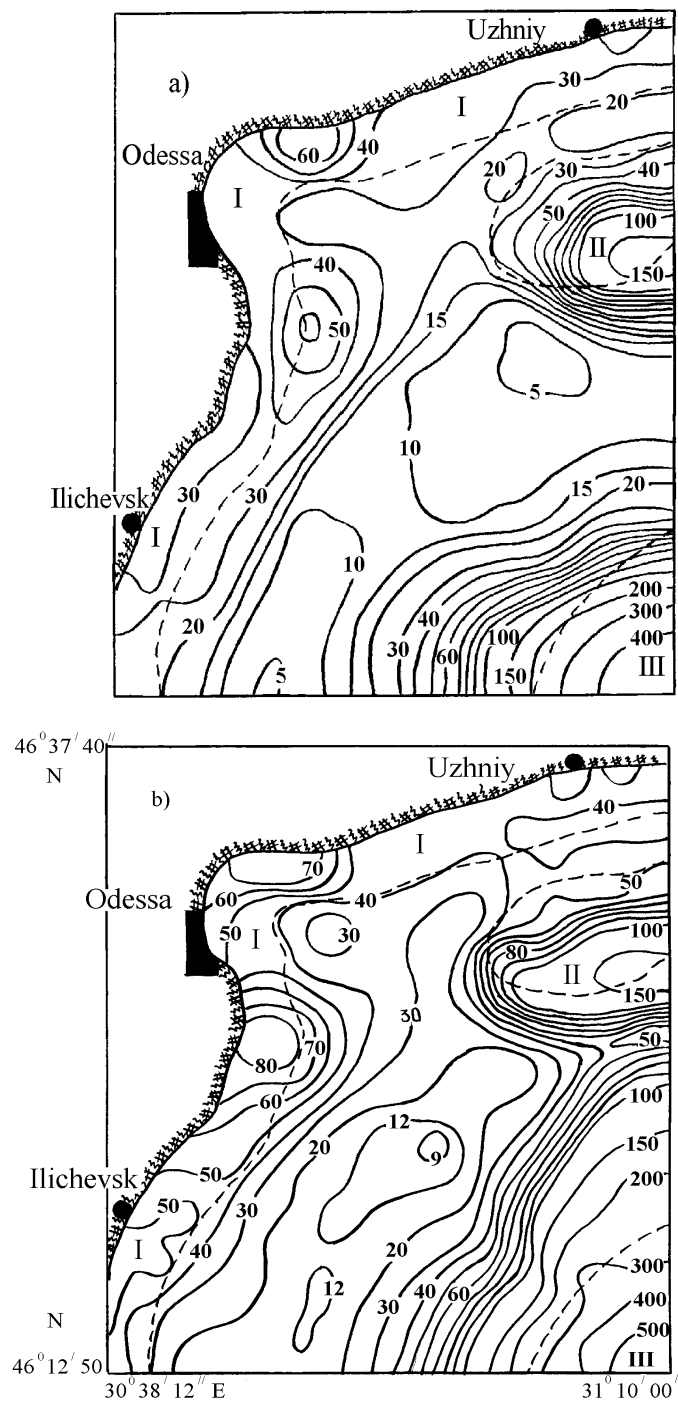


Рис. 7.6 Распределение функционала качества J (в единицах C , соответствующих $Q = 1$ усл.ед./с) для северо-западного ветра (а) и максимальных величин J в каждой расчетной точке (б). Пунктирные линии соответствуют границам природоохранных зон (I - III)

При решении задачи оптимизации выдвигался ряд дополнительных требований: глубина в районе дислокации НПК должна быть не менее 20 м, а удаление его от берега – не превышать 15 - 20 миль. Учет этих требований производился простым отбрасыванием из числа рассматриваемых тех зон, которые не соответствуют указанным критериям. Расчеты выполнялись для восьми ветровых ситуаций на период $T = 7$ суток. Проведенные оценки показали, что за это время НП достигают границ области при любом местоположении источника.

На рис. 7.6 представлено частное поле функционала качества J для северо-западного типа атмосферной циркуляции и результирующее распределение, полученное как выборка максимального из N значений функционала J в каждой точке пространства. Последнее может быть использовано для принятия решения о размещении НПК, поскольку оно отражает максимальные из возможных значений содержания НП в воде, которые могут наблюдаться в природоохранных зонах при размещении источника в конкретных точках области Ω . Значения функционала приведены в условных единицах содержания, соответствующих мощности источника $Q = 1$ условной единице (усл. ед.) в секунду. Задача сводится к определению экстремальных зон для значений функционала. Расчеты показали, что эти зоны при различных гидрометеорологических ситуациях в целом локально стабильны, но существенно различаются по интенсивности. Наиболее отвечающей поставленным требованиям к размещению НПК является зона минимума функционала с характерными значениями менее 12 усл. ед. на рис. 7.6.б. Размещение НПК в районах с максимальными значениями функционала J (филлофорное поле Зернова – до 500 усл. ед., район Одесской банки – более 150 усл. ед., траверз мыса Малый Фонтан – более 80 усл. ед., п. Крыжановка – более 70 усл. ед.) наиболее опасно для выделенных природоохранных зон.

Помимо вышеописанной, с помощью модели самоочищения решалась также задача прогнозирования уровня и масштабов загрязнения морской среды при аварийных разливах нефти, с учетом ее потерь на испарение, описание которой и результаты можно найти в [53, 55, 141].

7.3. Оценка роли береговых антропогенных источников загрязнения в формировании качества вод Одесского региона СЗЧМ

Как отмечалось в разделе 2.2.1, качество вод Одесского района северо-западной части Черного моря (СЗЧМ) определяется, с одной стороны, поступлением биогенных и загрязняющих веществ с речным стоком Днепра, Южного Буга и, в меньшей степени, Днестра, а с другой стороны, функционированием антропогенных источников загрязнения в прибрежной зоне Одесского мегаполиса (Ильичевск- Одесса - Южный).

Для разработки стратегии сохранения и улучшения качества вод этой акватории актуальной представляется задача определения степени влияния речного стока и береговых антропогенных источников на сложившийся уровень трофности и загрязненность вод.

Характерная особенность Одесского района СЗЧМ заключается в относительной удаленности его от устьевых зон рек, в то время как береговые антропогенные источники производят сброс загрязненных вод непосредственно в прибрежную зону акватории.

В табл. 7.1 приведена оценка вкладов (по поставляемой массе биогенных веществ) речного стока и совокупности антропогенных источников. Эта оценка справедлива для северо-западной части Черного моря в целом, однако является не вполне корректной для акватории Одесского района в частности, поскольку степень гидродинамического разбавления речных вод, достигающих границ этого района, и сбросных вод антропогенных источников, расположенных непосредственно на его берегах, будет различна. В результате, существенные различия в количестве биогенных веществ, поступающих от этих двух главных групп источников, могут быть компенсированы разной степенью гидродинамического разбавления вод, которая зависит от местных гидрологических условий и может быть оценена только с помощью гидродинамического блока модели качества вод.

Расчетная область (ограниченная координатами $46^{\circ} 00' - 46^{\circ} 37'$ с. ш., $30^{\circ} 24' - 32^{\circ} 17'$ в. д.) аппроксимировалась пространственной сеткой 72×38 узлов с шагом 2000 м. Шаг по времени составлял 6 с – для баротропной составляющей скорости течений и 72 с – для бароклинной. Использовались десять расчетных уровней по глубине в σ -системе координат. Расчет велся с усвоением гидрометеорологической

информации за 1981 и 1986 гг. с первой декады марта по конец августа. Учитывалась сезонная изменчивость расходов речного стока Днестра, Южного Буга и Днестра (см. подраздел 3.4).

Используемая при расчетах концентрация биогенных веществ в речных водах приведена в табл. 2.8. Характеристика сбросных вод береговых антропогенных источников загрязнения Одесского района СЗЧМ дана в табл. Б.4 и работе [104], а их расположение показано на рис. 2.13. В расчетах не учитывался ливневой сток, который имеет эпизодический характер.

Таблица 7.1

Относительный вклад речного стока Днестра, Южного Буга, Днестра и совокупности антропогенных источников по массе поставляемых биогенных веществ

Наим. биоген. вещ-ва	Ед. изм.	Ант. ист. г.Одесса	р. Днепр	р.Южный Буг	р.Днестр	Всего
БПК _{пол}	т/год	1924.1	204353.3	10274.4	39366.4	255918.2
	%	0.75	79.85	4.02	15.38	100
NH ₄ ⁺	тN/год	353.8	8514.7	5194.0	2606.4	16669.0
	%	2.12	51.08	31.16	15.64	100
NO ₃ ⁻	тN/год	2401.7	8041.7	6925.3	1617.8	18986.5
	%	12.65	42.35	36.47	8.53	100
PO ₄ ³⁻	тP/год	681.7	11353.0	4512.8	1258.3	17805.7
	%	3.83	63.76	25.34	7.07	100

На рис. 7.7-7.9 приведены полученные с помощью гидродинамической модели [103] оценки вклада в поддержание современного, достаточно высокого уровня трофности вод Одесского района береговых антропогенных источников загрязнения по отношению к влиянию речного стока Днестра, Днестра и Южного Буга [105]. Расчет пространственного распределения концентраций биогенных веществ велся в предположении их консервативности, с учетом и без учета сбросов береговых источников. Для оценки относительного вклада последних использовалось выражение вида:

$$\eta_{i,j} = \left(C_{i,j}^{r+a} / C_{i,j}^r - 1 \right) \cdot 100\%, \quad (7.10)$$

где $\eta_{i,j}$ – процент вклада береговых антропогенных источников загрязнения в суммарную концентрацию биогенного вещества в морской среде; $C_{i,j}^{r+a}$ – концентрация биогенного вещества в узле (i, j) расчетной сетки при учете сбросов береговых источников и речного стока, $C_{i,j}^r$ – концентрация биогенного вещества в том же узле при учете только речного стока.

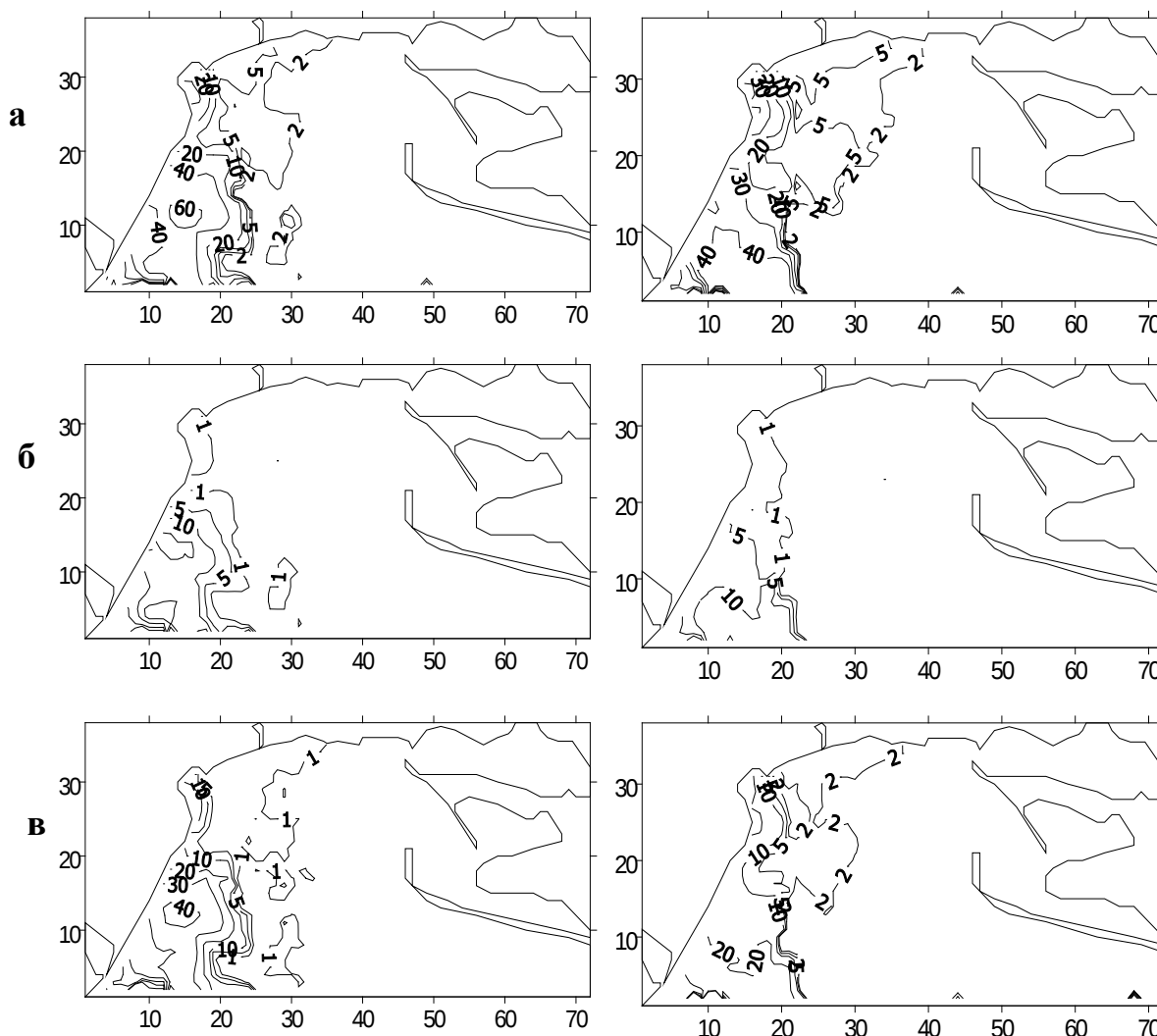


Рис. 7.7 Вклад, в %, береговых антропогенных источников Одесского региона в формирование современного уровня содержания фосфора фосфатов (а), аммонийного (б) и нитратного (в) азота в фотическом слое

СЗЧМ, по отношению к выносу этих веществ с речным стоком, рассчитанный по гидродинамической модели для середины (слева) и конца (справа) апреля. Гидрометеорологические условия 1986 г.

Расчеты показали (рис. 7.7 - 7.9), что при используемом масштабе начального разбавления 4 км^2 (обусловленного шагом горизонтальной расчетной сетки 2000 м), вклад береговых источников в формирование концентраций минеральных соединений основных биогенных элементов в различных точках акватории Одесского района изменяется (в зависимости от гидрометеорологических условий и удаленности от прибрежной зоны) для аммонийного азота в пределах 1 - 15 %, фосфора фосфатов 5 - 60 %, азота нитратов 2 - 40 % от суммарного поступления этих веществ из внешних источников.

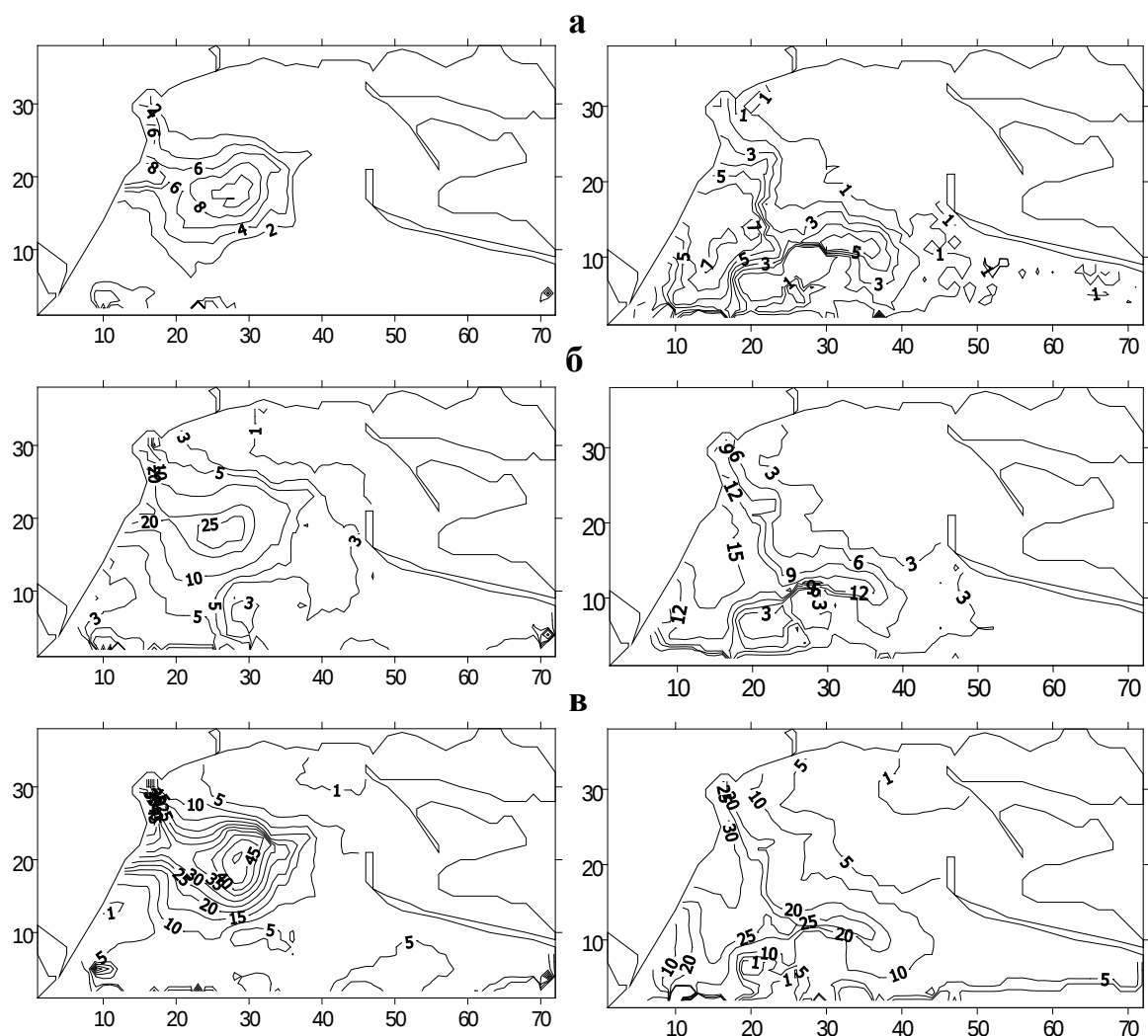


Рис. 7.8 Вклад, в %, береговых антропогенных источников Одесского района в формирование современного уровня содержания азота аммония (а), нитратов (б) и фосфора фосфатов (в) в фотическом слое СЗЧМ в конце

апреля (слева) и начале мая (справа), по отношению к выносу этих веществ с речным стоком при ветровых условиях 1981 г.

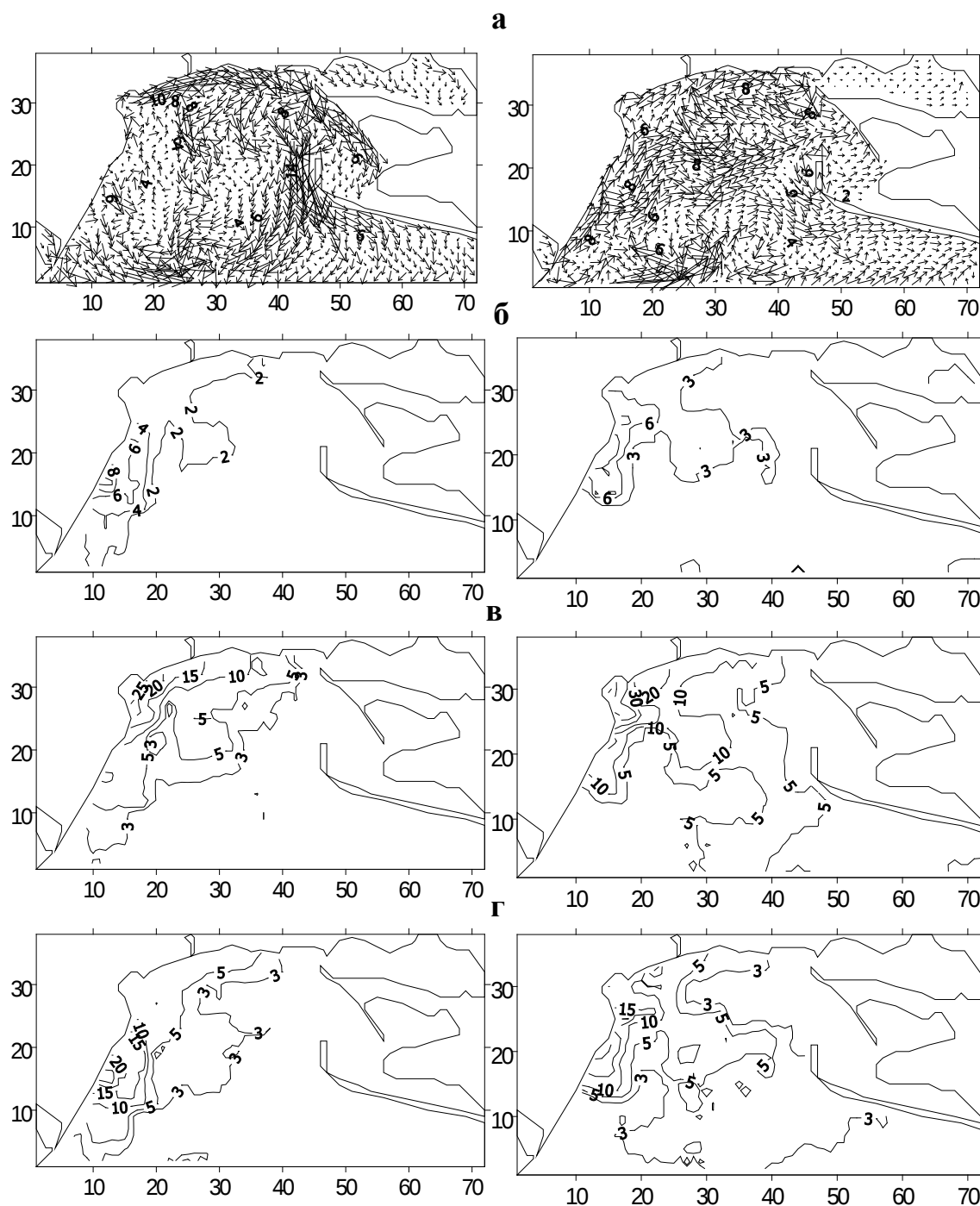


Рис. 7.9 Поверхностные течения (а), см/с, и вклад, в %, береговых антропогенных источников Одесского района в формирование современного уровня содержания азота аммония (б), нитратов (в) и фосфора фосфатов (г) в фотическом слое СЗЧМ в конце июля (слева) и конце августа (справа), по отношению к выносу этих веществ с речным стоком при гидрометусловиях 1986 г.

Полученные с использованием модели эвтрофикации сезонные оценки вкладов береговых антропогенных источников загрязнения в формирование наблюдаемых в Днепровско-Бугском районе СЗЧМ концентраций минеральных соединений биогенных элементов и органического вещества приведены на рис. 6.10, 6.11. Видно, что весной (рис. 6.10), при горизонтальном шаге расчетной сетки 2000 м, сбросы береговых источников обеспечивают прирост биомассы фитопланктона в Одесском регионе от 3 (в мористой части) до 18 % (в прибрежной зоне), содержания БПК₅ – до 8 %, фосфатов – до 30 - 60 % от значений этих характеристик, обусловленных внутриэкосистемными биохимическими процессами трансформации веществ и влиянием речного стока Днепра и Южного Буга.

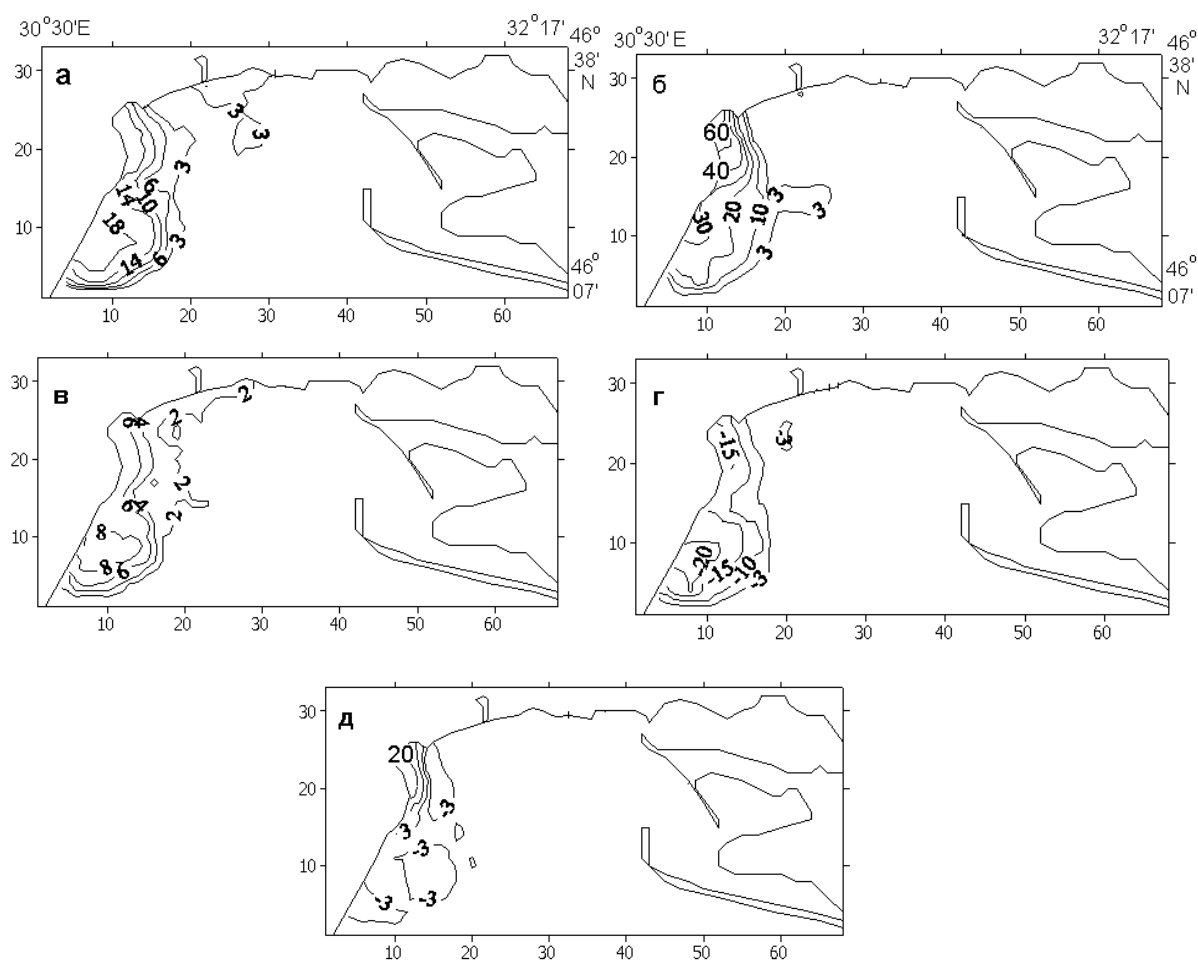


Рис. 7.10 Рассчитанный с помощью модели эвтрофикации для конца апреля 1986 г. вклад (в %) береговых антропогенных источников Одесского района в формирование в фотическом слое СЗЧМ биомассы

фитопланктона (а), содержания фосфора фосфатов (б), БПК₅ (в), аммонийного (г) и нитратного (д) азота

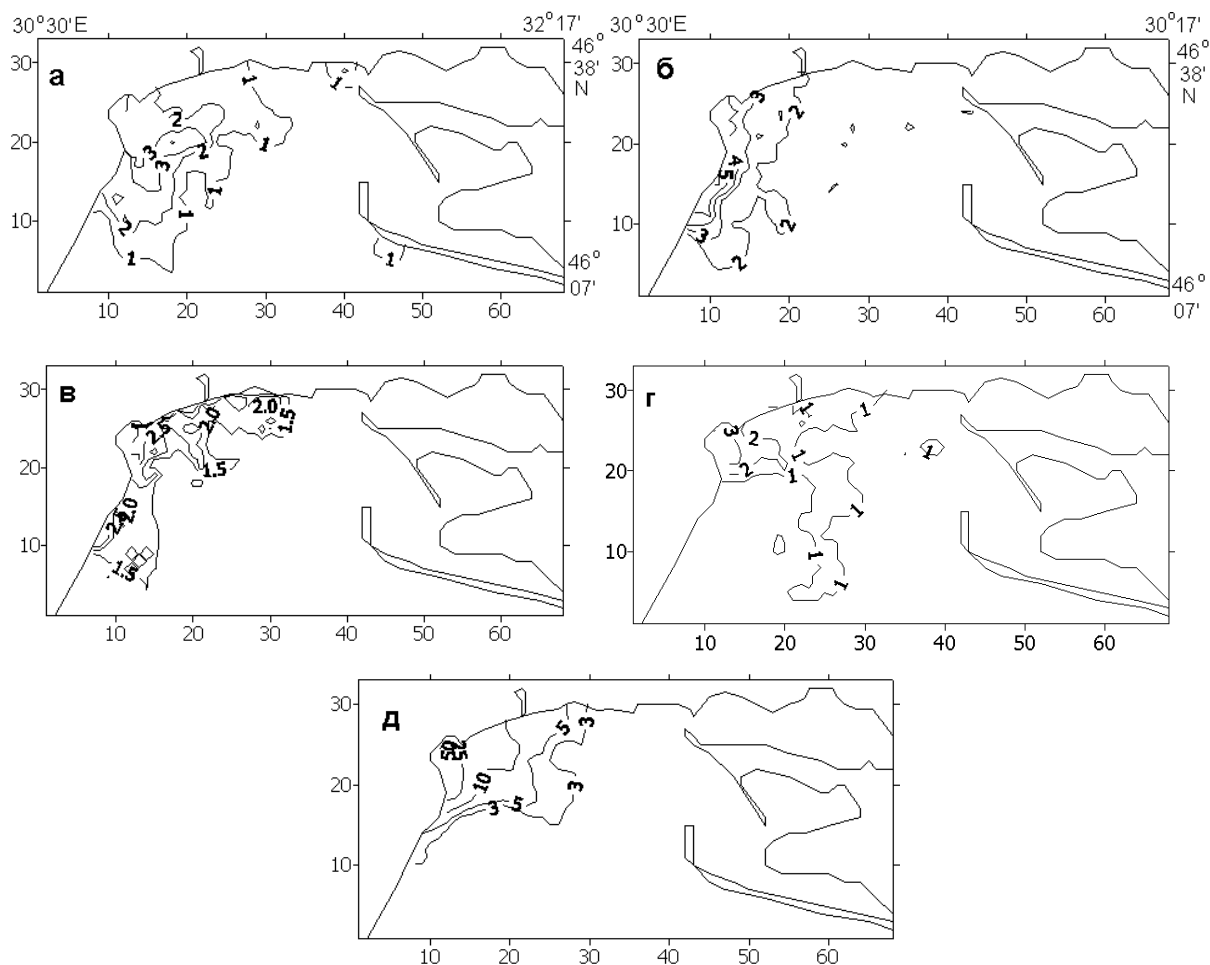


Рис. 7.11 Рассчитанный с помощью модели эвтрофикации для середины августа 1986 г. вклад, в %, береговых антропогенных источников Одесского района в формирование в фотическом слое СЗЧМ биомассы фитопланктона (а), содержания фосфора фосфатов (б), БПК₅ (в), аммонийного (г) и нитратного (д) азота

Интенсивное поступление фосфатов со сточными водами береговых источников приводит к росту темпов синтеза органического вещества и потребления минерального азота фитопланктоном. В результате, содержание аммонийного азота и, в меньшей мере, нитратов в водах исследуемой акватории снижается. Экстремальные значения вкладов береговых антропогенных источников в загрязнение морской среды соответствуют районам сброса сточных вод СБО «Северная» и «Южная».

Оценки вклада береговых источников для летнего сезона приведены на рис. 7.11. Несмотря на уменьшение речного стока, прямой вклад береговых источников в эвтрофирование вод Одесского района значительно снижается по сравнению с весенним периодом года. Объясняется это тем, что наблюдаемая летом в фотическом слое температура воды 20-23 °С является оптимальной для процессов минерализации органического вещества. Как следствие, обусловленный этими процессами приток минеральных соединений биогенных элементов становится сравнимым с поставками береговых антропогенных источников загрязнения.

Описанные выше оценки вкладов получены при масштабе начального разбавления сточных вод 4 км² и, следовательно, справедливы при рассмотрении Одесского района в целом, как обширного участка акватории СЗЧМ, ограниченного траверсами Сухого и Аджалыкского лиманов. Если же рассматривать отдельно прибрежную зону моря то, очевидно, что по мере приближения к источникам загрязнения их вклад в формирование качества вод будет возрастать.

На рис. 7.12 - 7.13 приведены оценки вклада береговых антропогенных источников в эвтрофирование вод Одесского района СЗЧМ, полученные с использованием модели эвтрофикации и формулы (7.10) при масштабе начального разбавления 0.25 км² (горизонтальный шаг расчетной сетки 500 м). Расчеты проводились только для акватории Одесского района (см. рис. 2.1), которая покрывалась горизонтальной расчетной сеткой 61 x 72 узла с пространственным шагом 500 м. Использовались 10 расчетных уровней по вертикальной координате. Счет велся на 30 суток модельного времени при гидрометусловиях августа 1986 г. Начальное распределение моделируемых характеристик по глубине и их изменчивость на морских границах рассматриваемой акватории задавались исходя из результатов расчетов для всего Днепровско-Бугского приустьевого участка СЗЧМ. Распределение характеристик в горизонтальной плоскости полагалось однородным. Для уменьшения влияния граничных условий на получаемые результаты, расчеты проводились при фиксированной пространственной термической структуре вод, в то время как остальные моделируемые переменные, включая соленость, рассчитывались в прогностическом режиме.

Одним из наиболее мощных, в количественном отношении, береговым антропогенным источником загрязнения вод Одесского района СЗЧМ является СБО «Северная» (см. табл. 2.7; Б.4). Она не оснащена глубоководным выпуском сточных вод и сброс осуществляется на расстоянии 300 м от берега в мелководную прибрежную зону. Поэтому регламент ее эксплуатации в режиме минимизации экологического риска предполагает сброс сточных вод в период с мая до середины сентября не в

море, а в Хаджибейский лиман. Именно этот вариант эксплуатации СБО «Северная» рассматривался в предыдущих расчетах. Однако, в последние несколько лет, из-за достижения максимальных критических отметок уровня воды в Хаджибейском лимане, сброс сточных вод с СБО «Северная» в мелководную прибрежную зону моря осуществляется в течение всего года. Поэтому оценка вклада береговых антропогенных источников в формирование уровня трофности вод Одесского региона в летний период выполнялась в двух вариантах: при наличии сброса с СБО «Северная» в море и при его отсутствии.

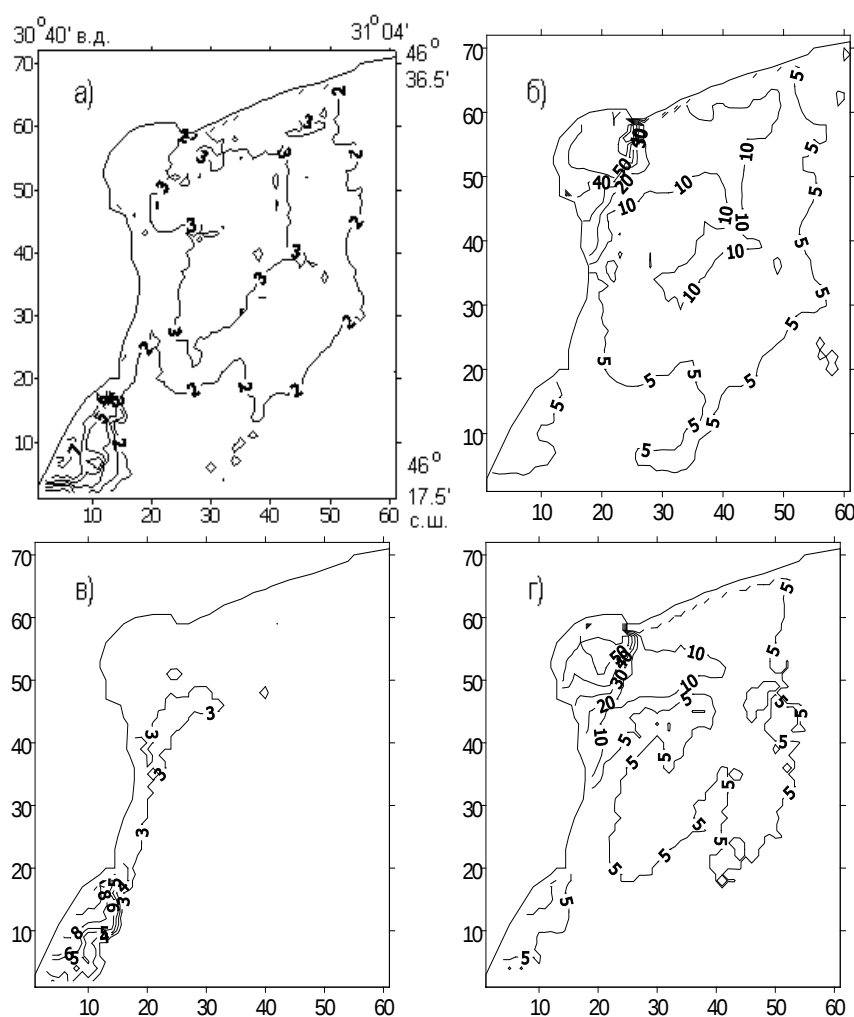


Рис. 7.12 Рассчитанный с помощью модели эвтрофикации для середины августа 1986 г. вклад, в %, береговых антропогенных источников загрязнения в формирование в фотическом слое Одесского региона СЗЧМ биомассы фитопланктона (а, б) и содержания БПК₅ (в, г) при отсутствии (а, в) и наличии (б, г) сброса из СБО «Северная»

Расчеты показали (рис. 7.12 - 7.13), что как и следовало ожидать, при уменьшении масштаба начального разбавления сточных вод до 0.25 км^2 и детализации прибрежной зоны моря с горизонтальным пространственным шагом 500 м, роль антропогенных источников в формировании концентраций минеральных соединений биогенных элементов и органического вещества возрастает. При отсутствии сброса с СБО «Северная», максимальные значения оценок прироста биомассы фитопланктона ($> 7 \%$), БПК₅ ($> 8 \%$) и фосфатов (75 %) отмечаются в прибрежной зоне в районе расположения СБО «Южная». Существенный прирост концентраций нитратов (до 40 %) отмечается за счет поступления дренажных вод. Содержание аммонийного азота изменяется незначительно (до 3 %), т.к. он активно усваивается фитопланктоном при интенсификации фотосинтеза, обусловленной дополнительным поступлением фосфатов из береговых антропогенных источников, в результате чего роль лимитирующего продукцию фитопланктона биогенного элемента переходит от минерального фосфора к минеральному азоту.

При сбросе сточных вод с СБО «Северная» в прибрежную зону моря в летний период она является существенным источником эвтрофирования морской среды Одесского района. Концентрация фосфатов и нитратов в Одесском заливе возрастает в 3 - 5 раз, биомасса фитопланктона и величина БПК₅ – на 50 % (рис. 7.12 - 7.13). Содержание аммонийного азота, в силу указанных выше причин, на большей части акватории уменьшается на 2-5 %.

Таким образом, приведенные результаты расчетов свидетельствуют, что с учетом различной степени гидродинамического разбавления речных и сточных вод, вклад последних в формирование наблюдаемых в Одесском районе СЗЧМ концентраций биогенных веществ, в предположении их консервативности, при дискретизации акватории с горизонтальным пространственным шагом 2 км, не превышает 8 - 15 % для азота аммония, 25 - 40 % для азота нитратов и 20 - 60 % для фосфора фосфатов, в зависимости от сезона года и гидрометеорологических условий (ветра, расходов рек и т.д.).

Расчеты с использованием модели эвтрофикации показали, что в весенний период функционирование береговых антропогенных источников загрязнения приводит к повышению биомассы фитопланктона на 3 - 20 %, величины БПК₅ – на 2 - 9 %, содержания фосфатов – до 60 %. Интенсивное поступление фосфатов со сточными водами береговых источников приводит к увеличению продукции фитопланктона и, как следствие, уменьшению концентрации минерального азота в водах акватории.

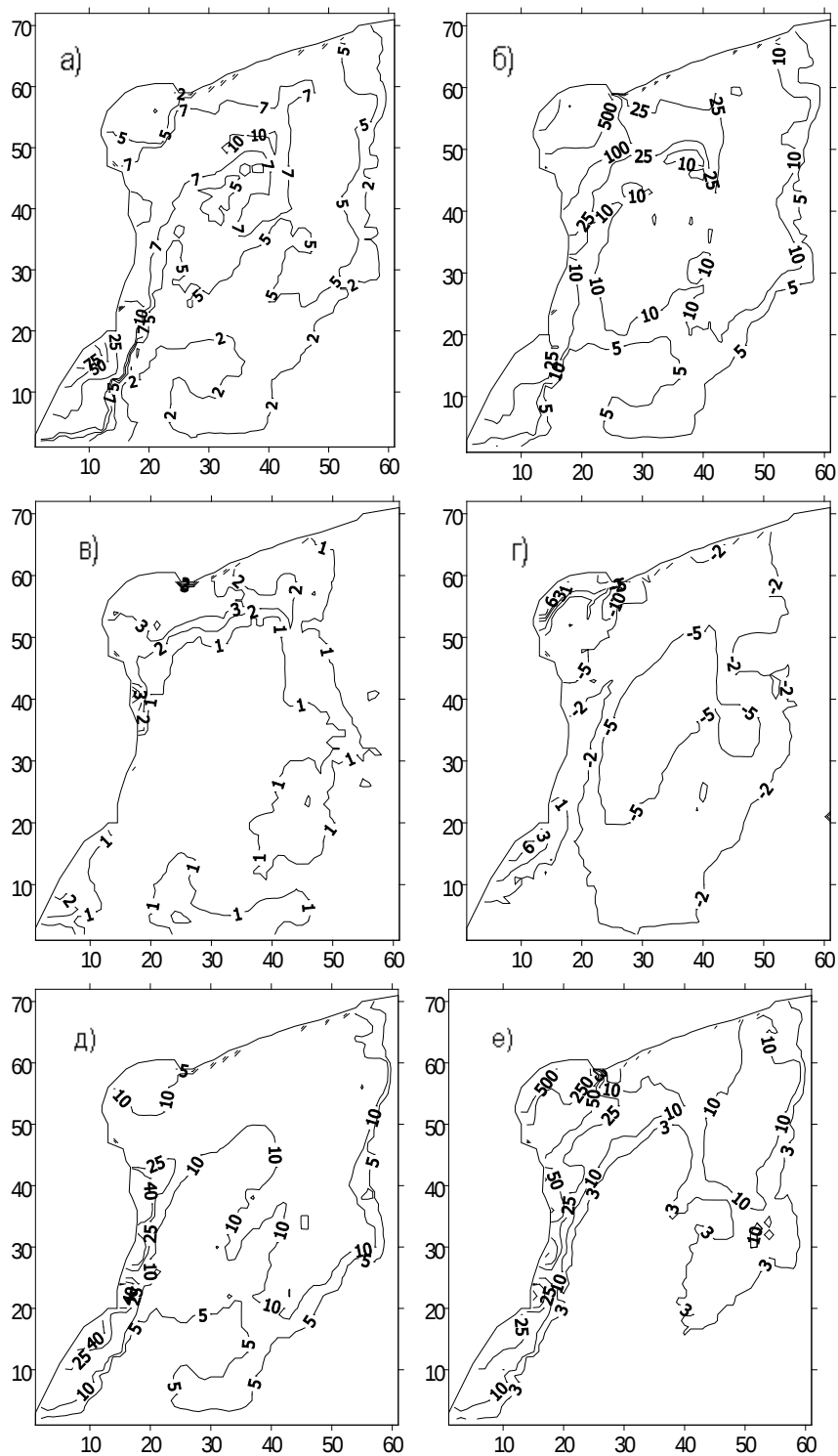


Рис. 7.13 Рассчитанный с помощью модели эвтрофикации для середины августа 1986 г. вклад, в %, береговых антропогенных источников загрязнения в формирование в фотическом слое Одесского региона СЗЧМ

содержания фосфора фосфатов (а, б), азота аммония (в, г) и нитратов (д, е) при отсутствии (а, в, д) и наличии (б, г, е) сброса из СБО «Северная»

В летний период интенсифицируются внутриэкосистемные процессы регенерации неорганических соединений биогенных элементов в ходе минерализации органического вещества. Уменьшается время прохождения биогенными элементами их биогеохимических циклов. При оптимальном режиме эксплуатации, летом прекращается сброс сточных вод с СБО «Северная» в море. Обостряется сезонный пикноклин, затрудняющий поступление сточных вод с заглубленных выпусков в фотический слой. В результате, роль береговых антропогенных источников как поставщика биогенных элементов и стимулятора процесса первичного продуцирования органического вещества существенно уменьшается. В частности, прирост биомассы фитопланктона, обусловленный сбросами береговых источников, уменьшается до 3 %, концентрации фосфатов – до 5 %, аммония – до 3 %, БПК₅ – до 2.5 %.

При детализации пространственного разрешения до 500 м вклад береговых антропогенных источников в формирование наблюдаемых в летний период в прибрежной зоне моря концентраций фосфатов возрастает до 75 %, фитопланктона – до 7 %, БПК₅ – до 8 %.

Экологическая ситуация в Одесском районе СЗЧМ и особенно в Одесском заливе существенно ухудшается при наличии сброса сточных вод с СБО «Северная» в море в летний период года. При этом биомасса фитопланктона и БПК₅ в водах Одесского залива увеличивается на 50 %, содержание фосфатов и нитратов – в 2 - 5 раз.

Обобщая полученные результаты, следует отметить, что функционирование береговых антропогенных источников не оказывает доминирующее влияние на экологическую ситуацию в открытой морской части акватории Одесского района СЗЧМ. Однако в пределах двухмильной природоохранной прибрежной зоны [89] их влияние на качество морских вод существенно. Следует ожидать, что наибольший эффект даст нормирование сбросов биогенных веществ береговыми источниками в весенний период. Причем предпочтительно уменьшать сбросы загрязняющих веществ, содержащих фосфор как биогенный элемент лимитирующий первичную продукцию органического вещества фитопланктоном. Сброс сточных вод с СБО «Северная» в море в летний период приводит к доминированию этого источника в эвтрофировании вод Одесского залива и значительному усилению эвтрофикации вод акватории района в целом. При работе СБО «Северная» летом в рекомендуемом режиме сброса сточных вод в Хаджибейский лиман, вклад остальных береговых антропогенных источников в эвтрофирование вод мористой части акватории Одесского региона не превышает нескольких процентов,

т.е. их сбросы практически не влияют на развитие экологической ситуации.

Приведенные значения оценок вклада береговых антропогенных источников в формирование уровня трофности вод Одесского района СЗЧМ показывают, насколько региональные природоохранные мероприятия могут улучшить современную экологическую ситуацию в этой акватории, в целом, и ее прибрежной зоне, в частности. Для достижения более радикального улучшения необходимо осуществление мероприятий по повышению качества речных вод на общегосударственном уровне.

Помимо биогенных веществ, с речным стоком на акваторию СЗЧМ поступают загрязняющие вещества токсического действия. Их распространение в морской среде описывается с помощью модели самоочищения вод. Несомненный интерес представляет оценка возможного фонового уровня содержания загрязняющих веществ, формируемого на акватории Одесского района речным стоком Днепра и Южного Буга.

На рис. 7.14 приведены результаты расчетов по модели самоочищения для растворенных загрязняющих веществ (ЗВ) с различной устойчивостью к процессам физико-химической и биохимической деструкции. В качестве источника загрязнения рассматривался сток рек Днепр и Южный Буг в весенний период. Концентрации ЗВ в речных водах полагались равными 100 условным единицам (процентам). Фоновые концентрации ЗВ в начальный момент времени и на открытой морской границе полагались равными 10^{-12} усл.ед. Расчет велся при метеоусловиях 1986 г. с 10 марта по 20 мая, когда пресный сток из Днепроовско-Бугского лимана достигает своих максимальных значений.

Полученные результаты характеризуют скорость убывания концентраций различных типов ЗВ по мере удаления от источников, ожидаемый уровень и масштабы загрязнения исследуемой акватории. Из расчетов следует, что концентрации стойких к биохимической деструкции ЗВ (с интегральными коэффициентами деструкции K_{ci} в диапазоне 0.005 - 0.05 1/сут), поступающих с речным стоком Днепра и Южного Буга, в поверхностном слое вод Одесского района составят в среднем 3 - 20 % от исходных значений в источниках. К этому типу ЗВ относятся, например, ДДТ, СПАВ, стойкие фракции нефтепродуктов [82, 84]. Концентрация биологически «мягких» ЗВ (например, фенолов, кишечной палочки), с коэффициентом деструкции 0.1 1/сут и выше, в водах Одесского района составит 1 % и менее от их содержания в речных водах. При возрастании K_{ci} до 0.5 1/сут область загрязнения локализуется вблизи устьев рек в лимане.

На рис. 7.15 представлены результаты расчетов, выполненные с помощью модели самоочищения вод, для конкретного типа ЗВ – эмульгированной и растворенной части нефтепродуктов, скорость деструкции которых в весеннем диапазоне температур полагалась равной 0.03 1/сут [82, 84], а концентрация в речных водах, в соответствии с данными экспедиционных наблюдений Оф ИнБЮМ за 1995 г., составляла 0.7 мг/л – для Южного Буга и 0.13 мг/л – для Днепра. Из расчетов следует, что за счет поступления нефтепродуктов с речным стоком, в Одесском регионе СЗЧМ формируются фоновые концентрации этого ЗВ порядка $5 - 10 \text{ мкг/л}$, что составляет $10 - 20 \%$ от величины ПДК.

Как отмечалось в пункте 2.2.1, к числу мощных береговых антропогенных источников загрязнения прибрежной зоны г.Одессы относятся ливневые стоки, характерная особенность которых – их эпизодичность и интенсивность. В летний период органами санитарно-эпидемиологической службы периодически запрещается морское водопользование на многих городских пляжах, что в большинстве случаев связано с поступлением ливневых вод с территории города через основные ливневыпуски.

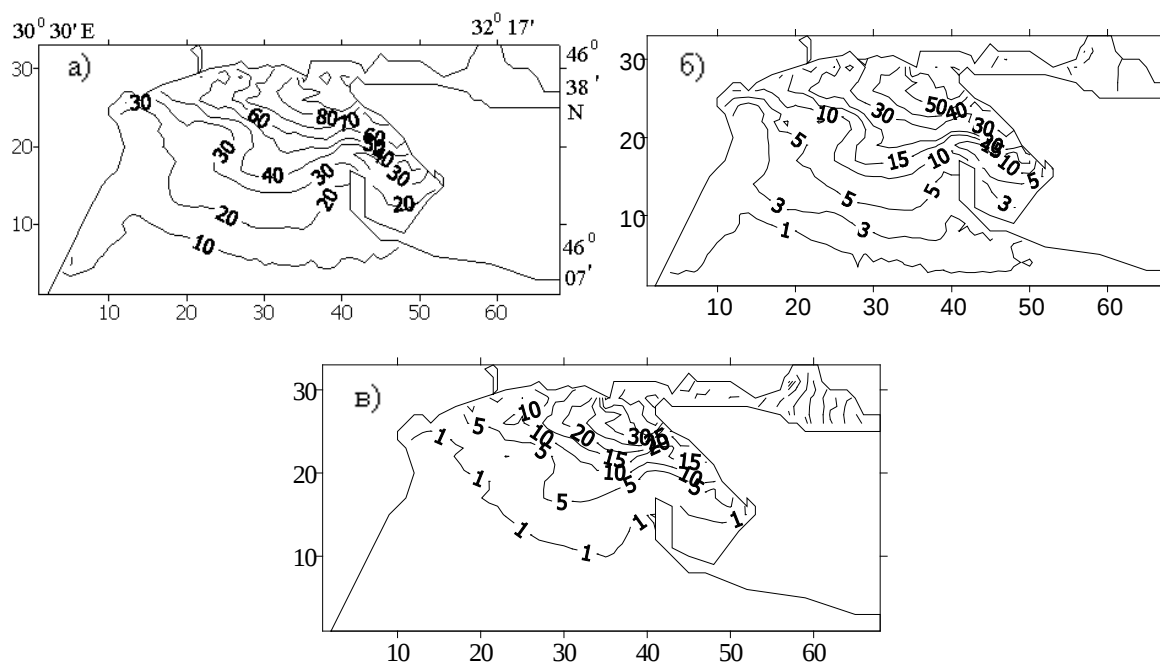


Рис. 7.14 Распределение загрязняющих веществ нейтральной плавучести, поступающих со стоком рек Днепр и Южный Буг и характеризующихся различными значениями коэффициента неконсервативности: а) $K_c = 0.005 \text{ 1/сут}$; б) $K_c = 0.05 \text{ 1/сут}$; в) $K_c = 0.1 \text{ 1/сут}$. Поля соответствуют середине мая при метеорологических условиях 1986 г.

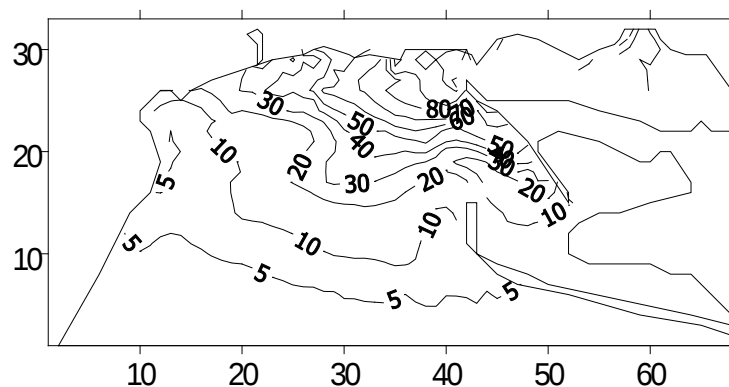


Рис. 7.15 Рассчитанное по модели самоочищения вод распределение нефтепродуктов, в мкг/л, поступающих со стоком рек Днепр и Южный Буг в середине мая при метеорологических условиях 1986 г.

По свидетельству [117], гидрохимические и микробиологические характеристики состава ливневых вод идентичны недостаточно очищенным и неочищенным сточным водам промышленных предприятий и городских канализационных коллекторов. В частности, в них отмечается высокое содержание нефтепродуктов (≈ 24 мг/л) и патогенных микроорганизмов (коли-индекс ≈ 1.285 млн. кл./л), что на несколько порядков превышает установленные для них значения ПДК в прибрежных морских водах.

Для расчета ущерба, наносимого морской среде ливневыми стоками в период выпадения интенсивных осадков в летний период года, разработки плана мероприятий по минимизации этого ущерба требуются оценки уровня и пространственно-временных масштабов загрязнения прибрежной рекреационной зоны моря ливневыми стоками. Эта задача была решена с помощью модели самоочищения морских вод.

Модельные расчеты проводились для двух типов ЗВ: нефтепродуктов и микроорганизмов группы кишечной палочки, концентрация которых в ливневых стоках наиболее высока по сравнению с ПДК. Рассматриваемая акватория моря ($46^{\circ} 22.4' - 46^{\circ} 33.6'$ с.ш.; $30^{\circ} 44.6' - 30^{\circ} 50.8'$ в.д.), включающая в себя участок Одесского побережья от 16 ст. Большого Фонтана до Крыжановки, покрывалась расчетной сеткой 31×80 узлов с горизонтальным пространственным шагом 250 м. Использовались 9 расчетных уровней по глубине. Расходы ливневых стоков определялись согласно [107] для ливня прошедшего 10 июля 2004 г. Продолжительность ливня составила 3 час. 25 мин. За этот период времени выпало 15,3 мм осадков. Заметим, что для Одессы в среднем характерны 14 дней в году с осадками 10 мм/сут и 4 – с осадками 20 мм/сут [21].

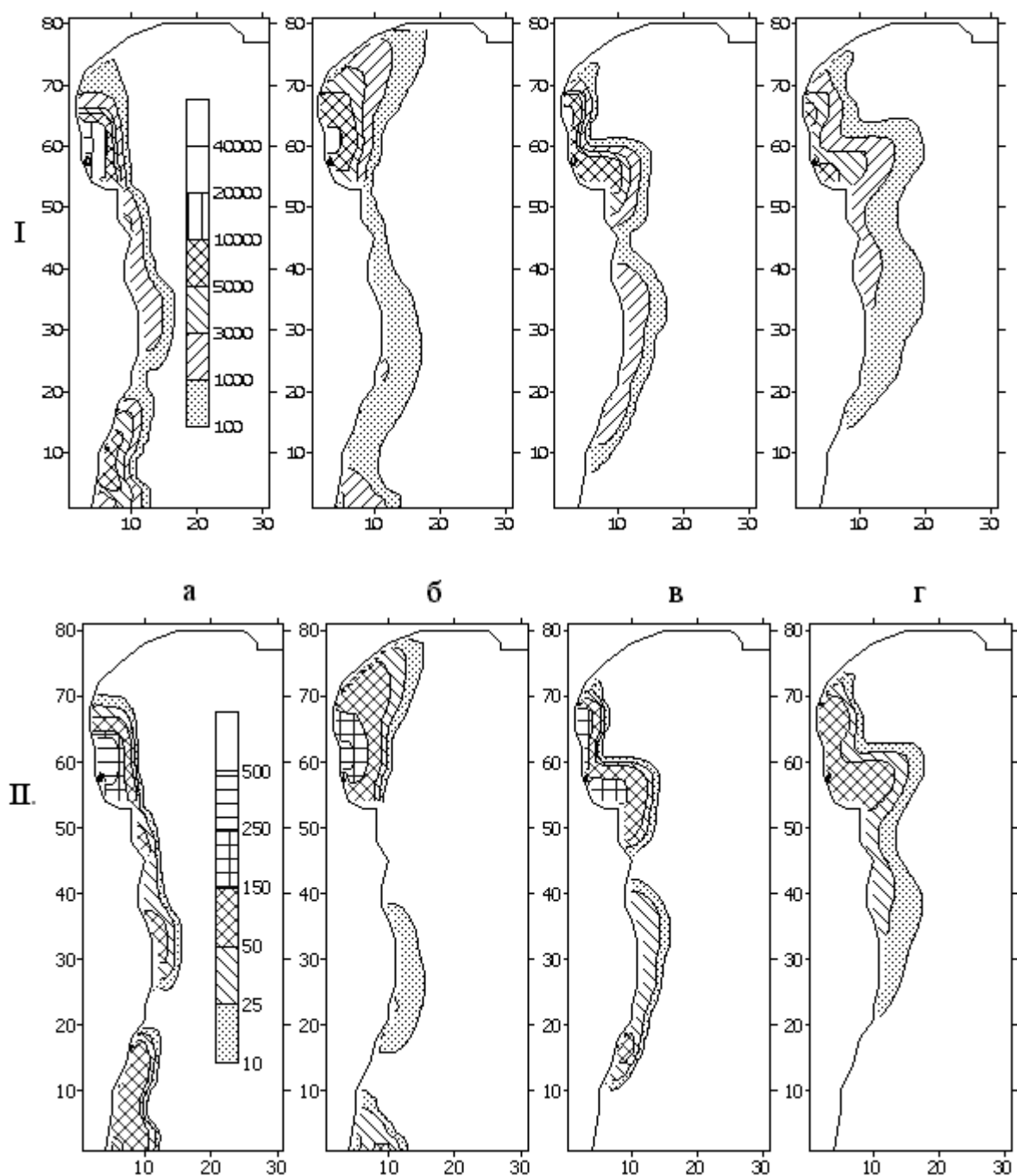


Рис. 7.16 Рассчитанные с помощью модели самоочищения превышения фоновых концентраций коли-индекса, в кл/л, (I) и нефтепродуктов, в мкг/л, (II) через 15 часов после начала (и ≈ 12 часов после окончания) (а, в) и ≈ 24 часа после окончания (б, г) стока ливневых вод в прибрежную зону моря, при СЗ (а,б) и ЮВ ветрах силой 5 м/с

При расчетах, для учета влияния сезонного пикноклина на вертикальную диффузию ЗВ, задавалось вертикальное распределение температуры воды, свойственное летнему периоду.

Коэффициент неконсервативности для нефтепродуктов определялся на основе приведенных в работе [82] данных экспериментов по определению зависимости периода полураспада растворенных форм нефти τ_{nf} , в часах, от температуры воды T_w , в °C:

$$\tau_{nf} = 1260.42 - 54.928T_w + 0.5688T_w^2.$$

Удельная скорость биodeградации микроорганизмов группы кишечной палочки, определялась зависимостью (4.4), без учета влияния освещенности.

Полученные результаты свидетельствуют (рис. 7.16), что ливневые стоки существенно ухудшают качество морских вод в прибрежной рекреационной зоне г.Одессы. В первые сутки после выпадения осадков коли-индекс и концентрация нефтепродуктов на большей части побережья превышают ПДК даже без учета фоновый уровень загрязнения. Однако, благодаря высоким скоростям деструкции ЗВ в летний период года и кратковременности сброса ливневых вод, в течение 2-3 суток после выпадения интенсивных осадков уровень загрязнения прибрежных вод уменьшается до фоновых значений.

7.4. Оценка эффективности природоохранных инженерных мероприятий, направленных на улучшение качества вод лагуны Сиенага де Теска

На основе 2 -мерного варианта модели был дан прогноз уровня загрязнения вод Сиенага де Теска в 2025 году. Основой для прогноза послужили оценки [133] увеличения до 95 350 м³/сут сброса в водоем загрязненных вод, в соответствии с прогнозируемым ростом населения г.Картахена. Изменялись только расходы источников загрязнения. Предполагалось, что содержание загрязняющих веществ в сбрасываемых водах останется прежним. Расходы источников, прогностическая информация для которых отсутствует, полагались равными современным значениям. Расчеты выполнялись для условий сухого сезона года, когда уровень загрязнения южной части водоема максимален.

Численные эксперименты с моделью эвтрофикации показали (рис. 7.17.I), что без осуществления активных природоохранных мероприятий в

2025 году экологическая ситуация в Сиенага де Теска значительно ухудшится, поскольку увеличится уровень трофности и сапробности ее вод. Например, биомасса фитопланктона в течение прогностического периода вырастет со 110 - 130 до 150 - 200 мг.хл.а/м³, концентрация косного органического вещества – с 20 - 25 до 30 - 40 мгО₂/л, аммонийного азота – с 0.4 - 0.6 до 0.8 - 1.5 мгN/л, фосфатов с 0.3 - 0.5 до 0.5 - 0.8 мгP/л.

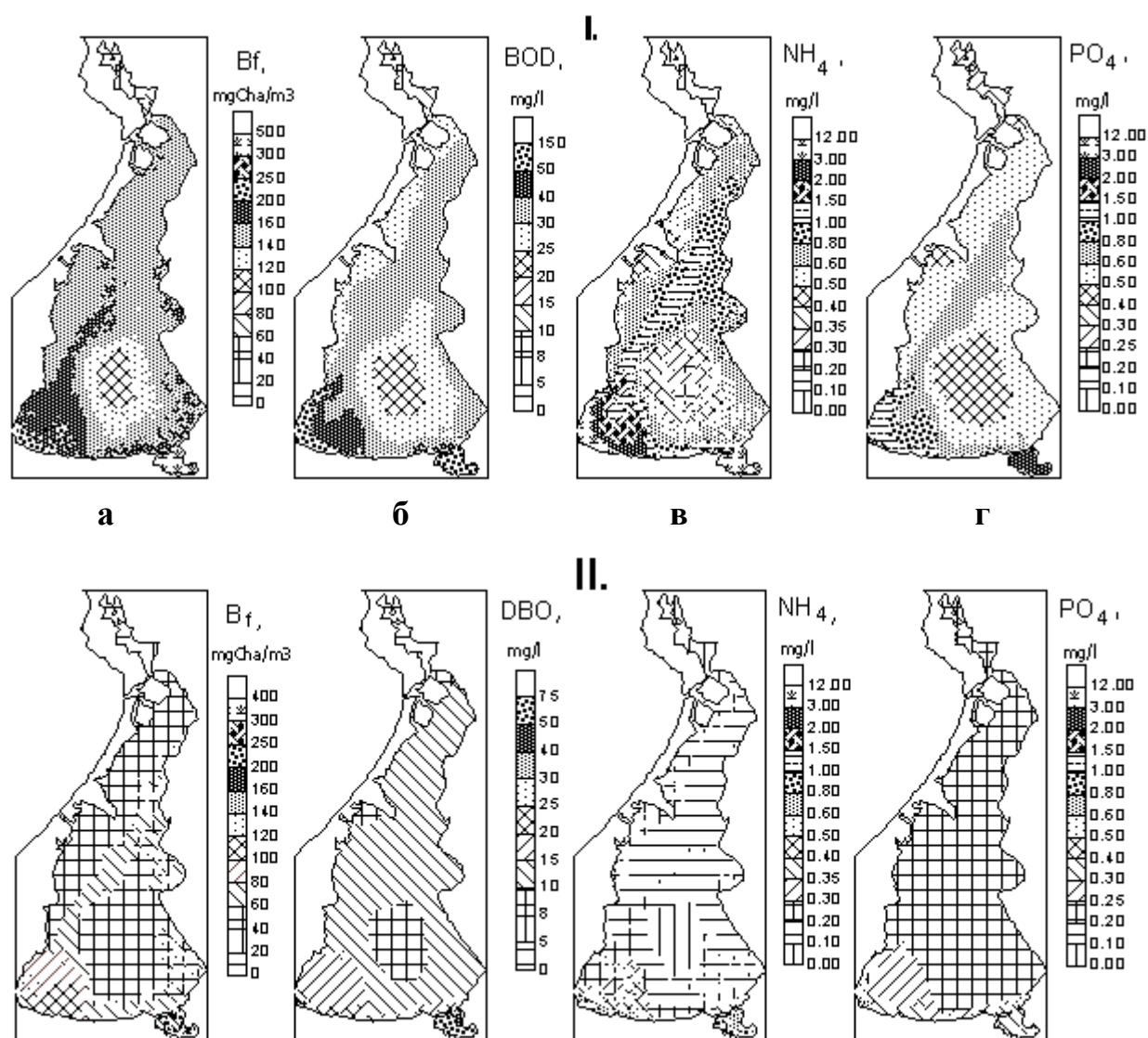


Рис. 7.17 Пространственное распределение биомассы фитопланктона, мг.хл.а/м³, (а); косного органического вещества, мгО₂/л, (б); аммония, мгN/л, (в); фосфатов, мгP/л, (г), полученное по модели для условий сухого сезона 2025 года без (I) и при (II) изъятии 80 % сточных вод

Чтобы избежать такого развития ситуации планируется строительство централизованной системы канализации города с выходом ее в открытое море [130]. С помощью системы канализации будет изъято 80 % коммунально-бытовых сточных вод города. Оставшиеся 20 % приходятся на бедную часть города, примыкающую к южной границе Сиенага де Теска, которая не будет охвачена системой канализации и, следовательно, ее загрязненные стоки по-прежнему будут поступать в лагуну. Возникает вопрос: «Насколько изъятие 80 %, от прогнозируемых в 2025 году, стоков улучшит экологическую ситуацию в лагуне?» Ответ на него был получен с помощью математической модели качества вод [56, 144].

Предполагалось, что в систему централизованной канализации не будут включены источники № 8, 9 (см. табл. Б.3, рис. 2.7), суммарный расход которых составляет ≈ 20 % от прогнозируемого в 2025 году общего объема сброса загрязненных вод.

Расчеты показали (рис. 7.17.II), что при изъятии 80 % планируемого на 2025 год стока загрязненных вод, качество вод лагуны значительно улучшится по сравнению как с прогнозируемым (рис. 7.17.I), так и с современным ее состоянием (рис. 5.14). Биомасса фитопланктона понизится до 50 - 60 мг.хл.а/м³, содержание косного органического вещества – до 10 - 12 мгО₂/л, аммонийного азота – до 0.1 - 0.2 мгN/л, фосфора фосфатов – до 0.2 - 0.3 мгP/л. Однако в сравнении с прилегающей акваторией моря и согласно классификации [62], качество вод лагуны в отношении содержания фосфатов, косного органического вещества и биомассы фитопланктона по-прежнему останется низким, а уровень их трофности и сапробности – высоким. Сохранится высокий уровень загрязнения вод в южной и юго-западной частях акватории.

Другой путь улучшения качества вод в Сиенага де Теска, предложенный голландской инженерной компанией Гасконинг (Haskoning) [123], заключается в усилении гидродинамической промывки водоема относительно чистыми морскими водами за счет строительства системы гидротехнических сооружений, состоящей из расположенного в центральной части лагуны соединительного канала с морем и мола, направленного с севера на юг и делящего центральную и южную части акватории Сиенага де Теска на восточную и западную половины (рис. 7.18 - 7.19).

С помощью модели качества вод была выполнена оценка эффективности различных вариантов строительства мола и соединительного канала. Рассматривались следующие варианты:

- 1) канал шириной 200 м и глубиной 1 м с неуправляемым режимом работы. Мол меридиональной направленности, берущий начало от

мыса, разделяющего северную и центральную часть акватории водоема (рис. 7.18.1).

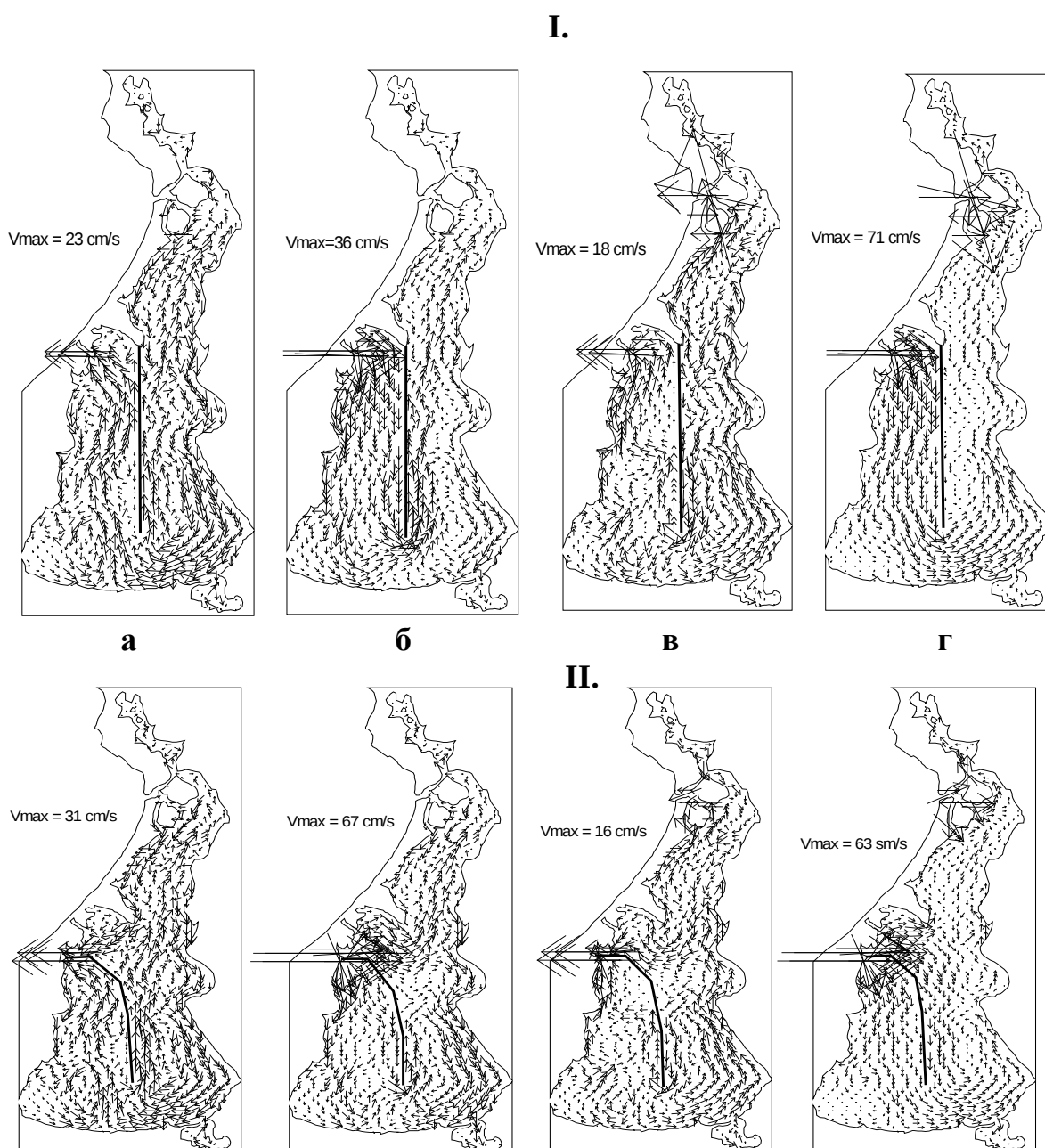


Рис. 7.18 Циркуляция вод в лагуне Сиенага де Теска в сухой (а – отлив, б – прилив) и влажный (в – отлив, г – прилив) сезоны года при реализации вариантов 1 (I) и 2 (II) строительства мола и режима функционирования соединительных каналов

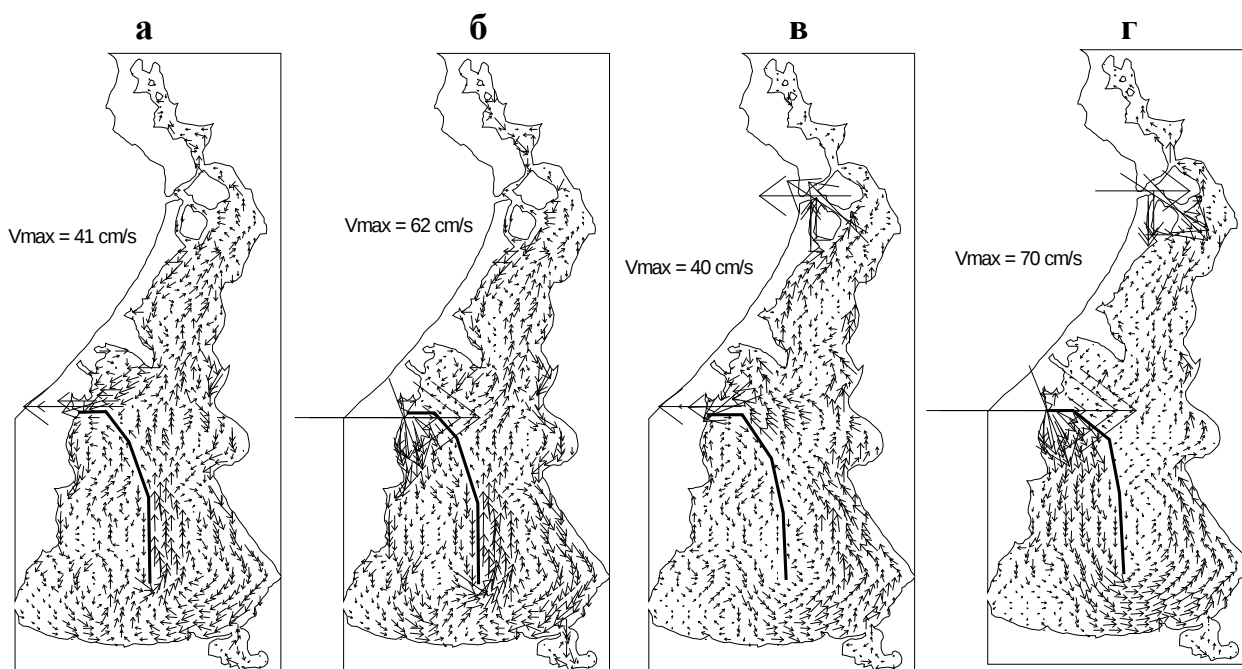


Рис. 7.19 Циркуляция вод в лагуне Сиенага де Теска в сухой (а – отлив, б – прилив) и влажный (в – отлив, г – прилив) сезоны года при реализации варианта 3 строительства мола и режима функционирования соединительных каналов

- 2) два канала шириной по 100 м и глубиной 1 м, мол меридиональной направленности, начало которого расположено между каналами. Южный канал связывает море с западной частью водоема, северный – с восточной. Режим работы каналов неуправляемый (рис. 7.18. II).
- 3) то же, что в варианте 2, но с управляемым режимом работы каналов. Южный канал (шлюз) открывается, когда отметка уровня моря превышает отметку уровня воды в водоеме (прилив), а северный, наоборот, – когда отметка уровня моря меньше отметки уровня воды в водоеме (отлив) (рис. 7.19).

Как видно из рис. 7.18 - 7.19, строительство каналов и мола принципиально меняет систему циркуляции вод в лагуне. Структура течений и водообмен между восточной и западной частями акватории, разделенных молем, сложным образом изменяется в течение суток в соответствии с суточными колебаниями скорости ветра и приливными колебаниями уровня моря на морской границе.

На рис. 7.20 представлены результаты расчетов пространственного распределения отдельных, наиболее информативных показателей качества вод лагуны, полученные для случая реализации указанных выше инженерных альтернатив при сохранении современных объемов сброса

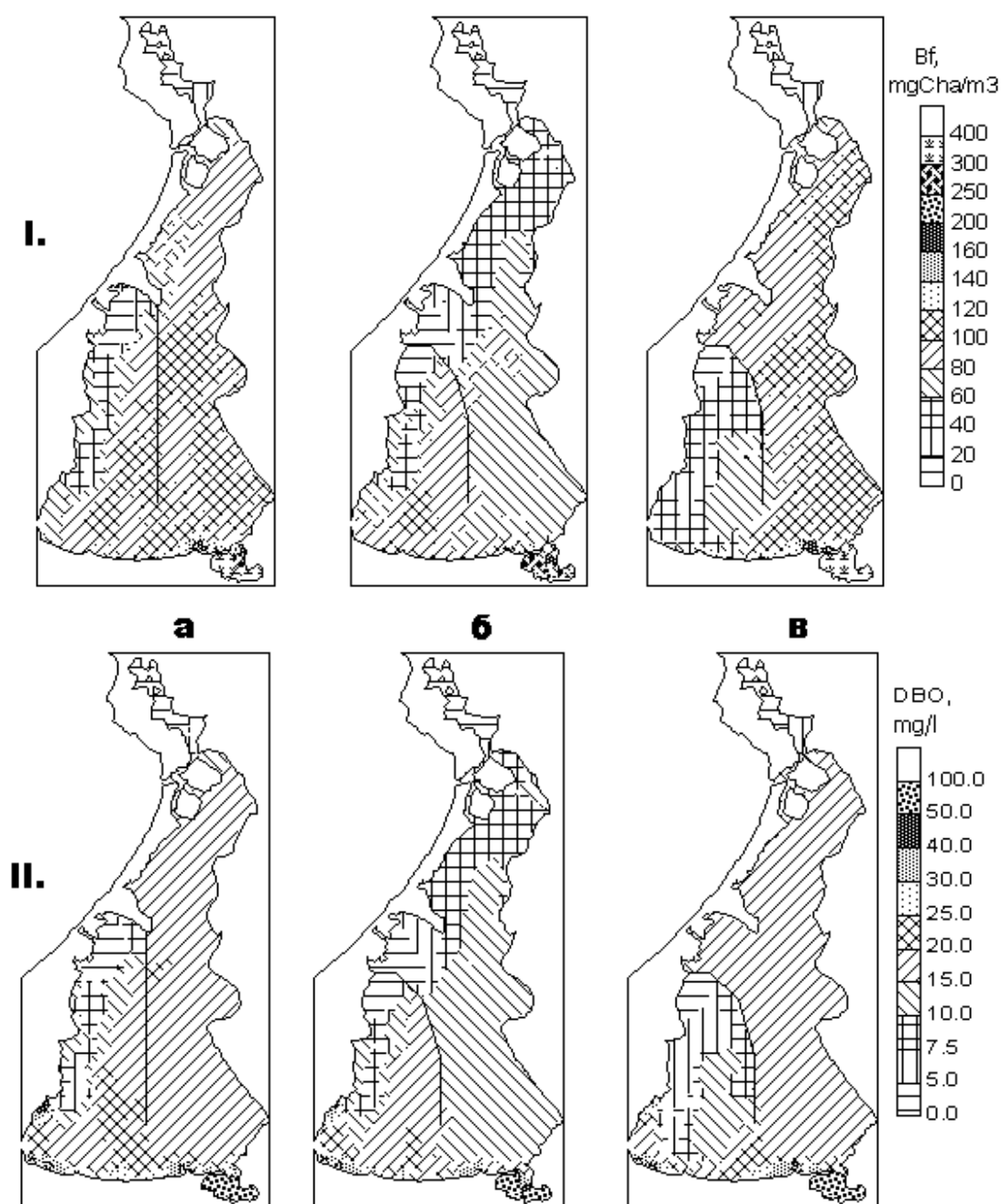


Рис. 7.20 Пространственное распределение биомассы фитопланктона (I), мг.хл.а/м^3 , и концентрации косного органического вещества (II), $\text{мгO}_2/\text{л}$, полученное по модели для условий сухого сезона при современных характеристиках сброса сточных вод в случае строительства гидротехнических сооружений: а) вариант 1; б) вариант 2; в) вариант 3

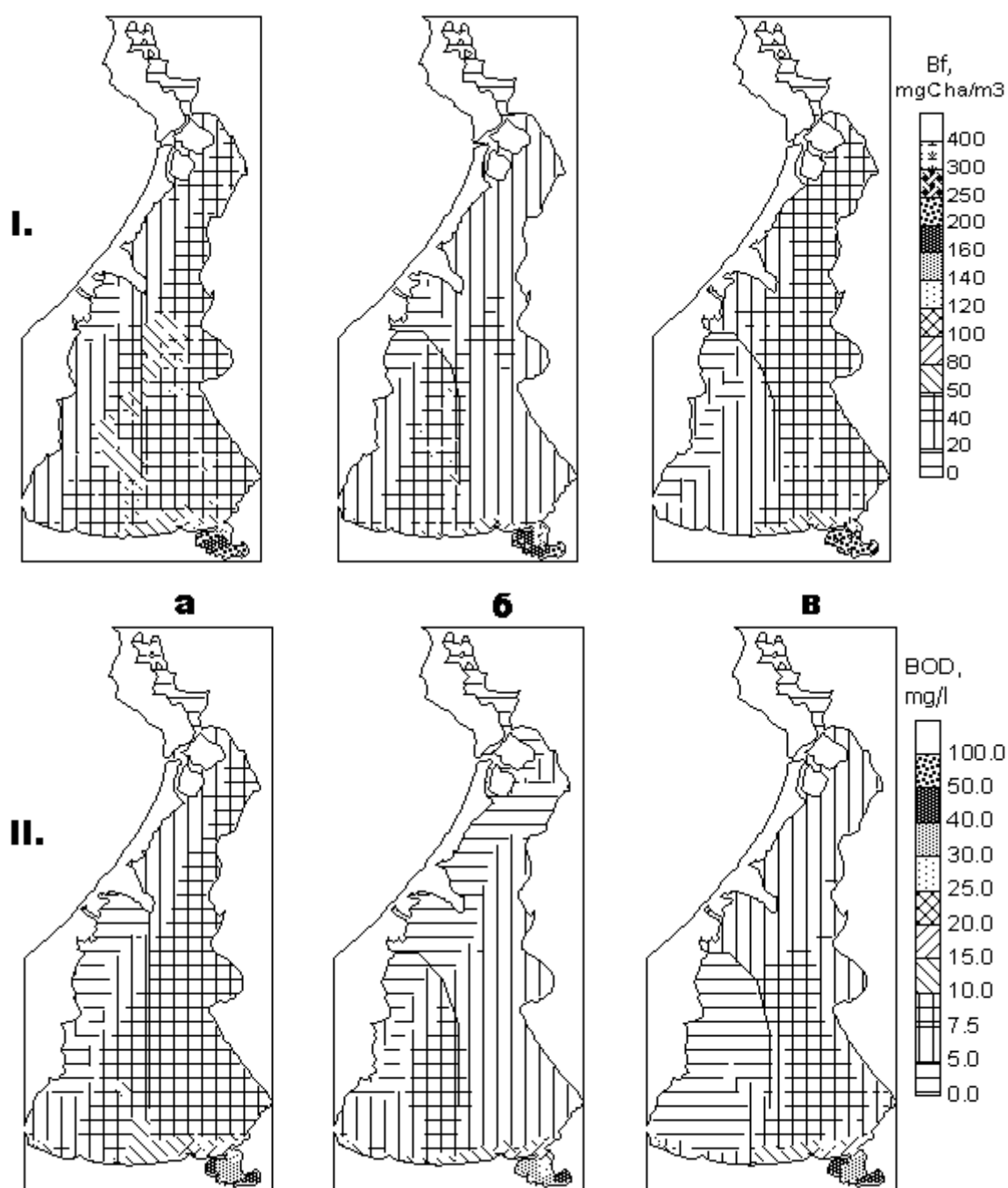


Рис. 7.21 Пространственное распределение биомассы фитопланктона (I), мг.хл.а/м³, и концентрации косного органического вещества (II), мгО₂/л, полученное по модели для условий сухого сезона 2025 г. в случае изъятия 80 % стока и строительства гидротехнических сооружений: а) вариант 1; б) вариант 2; в) вариант 3

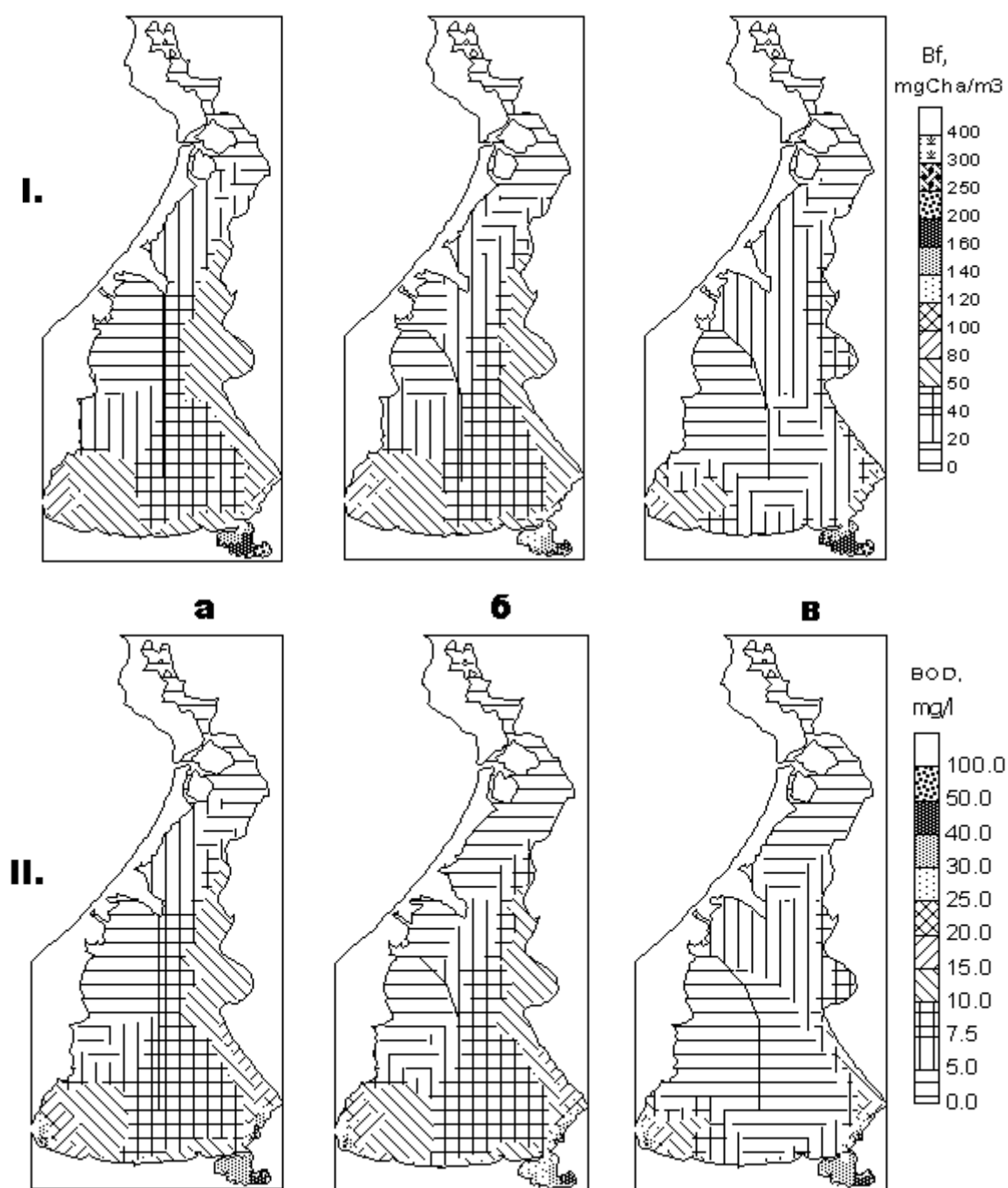


Рис. 7.22 Пространственное распределение биомассы фитопланктона (I), мг.хл.а/м^3 , и концентрации косного органического вещества (II), $\text{мгO}_2/\text{л}$, полученное по модели для условий влажного сезона 2025 г. в случае изъятия 80 % стока и строительства гидротехнических сооружений: а) вариант 1; б) вариант 2; в) вариант 3

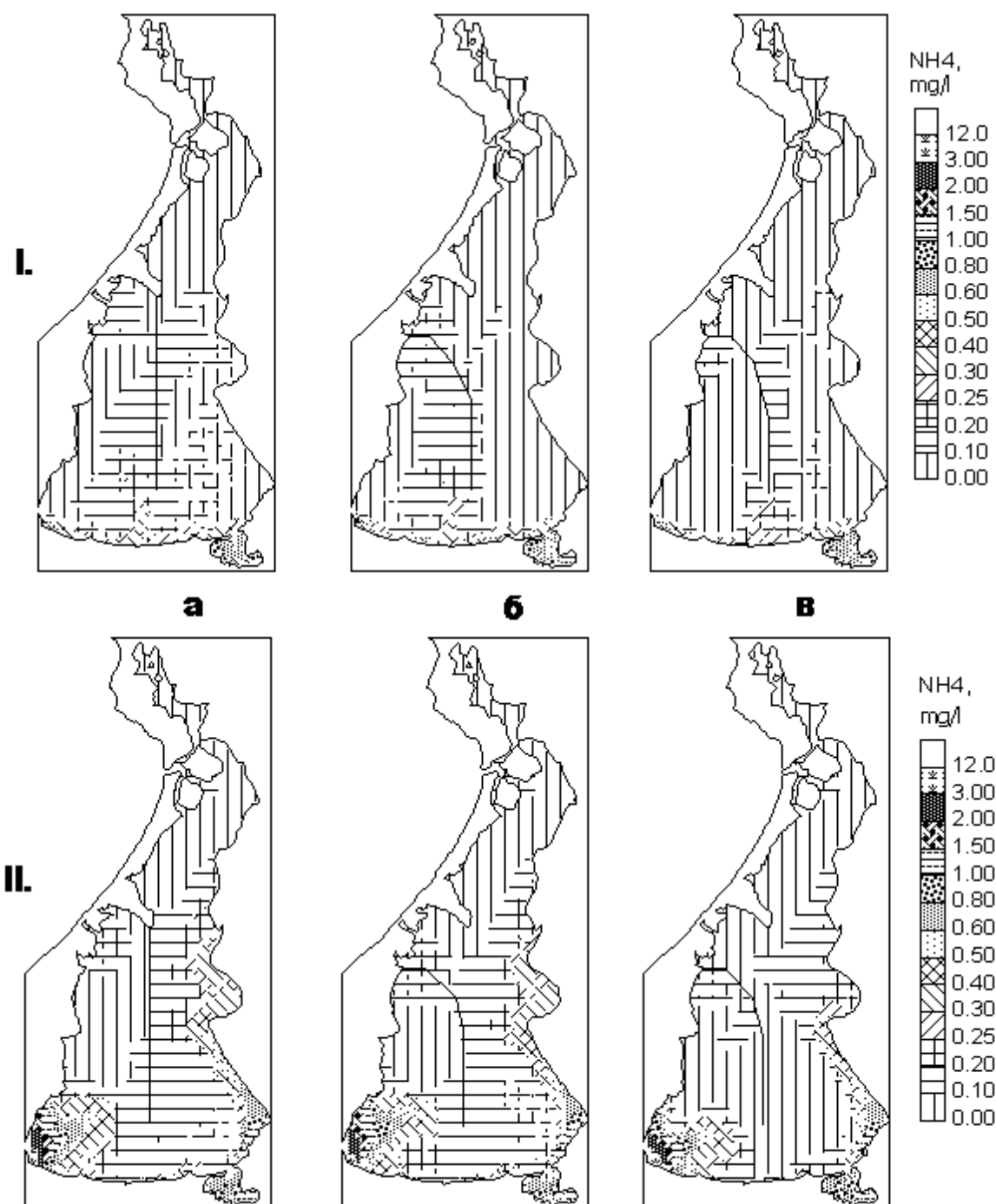


Рис. 7.23 Пространственное распределение аммонийного азота, mgN/l , полученное по модели для условий сухого (I) и влажного (II) сезонов 2005 г. в случае изъятия 80 % стока и строительства гидротехнических сооружений: а) вариант 1; б) вариант 2; в) вариант 3

загрязняющих веществ. Видно, что строительство гидротехнических сооружений хотя и улучшает экологическую ситуацию в Сиенага де Теска, однако не меняет ее генерально и не может служить альтернативой изъятию 80 % стока источников за счет строительства единой системы канализации.

Математическая модель использовалась также для изучения целесообразности строительства указанных гидротехнических сооружений в качестве второй очереди природоохранных мероприятий, направленных на улучшение качества вод Сиенага де Теска и реставрацию ее экосистемы.

На рис. 7.21 - 7.23 представлены прогностические поля концентрации хлорофилла «а», косного органического вещества (в единицах БПК) и азота аммония, полученные по модели для условий 2025 года при изъятии 80 % стока источников и реализации рассмотренных выше гидротехнических проектов. Анализ результатов свидетельствует, что максимальный эффект самоочищения водоема за счет его гидродинамической промывки может быть достигнут при реализации вариантов 2 и 3. Учитывая, что вариант 2 является более экономичным, на основании результатов численных экспериментов был рекомендован смешанный режим работы каналов: неуправляемый (вариант 2) в сухой период года, когда доминируют сильные пассатные ветры и закрыт пролив естественного происхождения в северной части водоема, и управляемый (вариант 3) во влажный период года, когда ветры слабы и открыт северный пролив. При этом концентрация хлорофилла «а» в 2025 году понизится в среднем до 30 мг.хл.а/м³, косного органического вещества (БПК) – до 7 мгО₂/л, аммонийного азота – до уровня менее 0.1 мгN/л.

7.5. Обоснование стратегии управления качеством вод лимана Сиенага Гранде де Санта - Марта

Опыт проведения инженерных мероприятий, направленных на реконструкцию водообмена Сиенага Гранде де Санта-Марта (Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM) с морем и рекой Магдалена через систему каналов и озер Пахаралес (Pajarales) показал, что использование солености как единственного критерия качества вод лимана является принципиально неверным. Положительный результат в управлении качеством вод этой экосистемы может быть получен лишь при учете комплексности всех связей, существующих между ее биотическими и абиотическими

составляющими. Т.е. необходим экосистемный подход к планированию природоохранных мероприятий в лимане и комплексе озер Пахаралес. Для реализации этой цели была разработана 2 -мерная математическая модель исследуемой экосистемы, которая была использована для обоснования концепции управления качеством вод лимана [97, 126].

С помощью модели решались две основные задачи. Первая заключалась в оценке роли малых рек и водообмена с рекой Магдалена через комплекс озер Пахаралес в формировании качества вод лимана. В качестве потенциальных источников загрязнения рассматривались реки Фундасион, Севиджа, Аракатака, Ахи, а также каналы Гранде, Тамбор, Кларин, соединяющие лиман с озерами, входящими в комплекс Пахаралес и, через них, с рекой Магдалена. Концентрация ЗВ в водах всех источников полагалась равной 100 условным единицам (усл.ед.), что позволяет показать роль различных источников в загрязнении лимана. В начальный момент времени содержание ЗВ в водах лимана полагалось равным 10^{-12} усл. ед.

Отметки уровня на внешних (открытых) границах соединительных каналов и расходы малых рек в различные сезоны года задавались на основе табл. 2.5 – 2.6.

Результаты расчетов по модели самоочищения вод от загрязняющих веществ, обладающих различными свойствами, для условий июля и октября приведены на рис. 7.24 - 7.25. Выбор указанных месяцев обусловлен тем, что как показала калибровка 2 -мерного варианта модели эвтрофикации, ситуация наблюдаемая в июле соответствует среднегодовым условиям, а в октябре максимально проявляется влияние на экологическую ситуацию в лимане стока малых рек и поступления вод из р. Магдалена через каналы.

Рассчитывалось загрязнение вод лимана токсическими веществами, обладающими следующими свойствами:

- а) консервативные растворенные вещества, концентрация которых уменьшается только за счет гидродинамического разбавления;
- б) неконсервативные растворенные вещества «биологически жесткого» типа, со скоростью деструкции в морской среде порядка 10^{-7} 1/с (например, жиры и масла) ;
- в) неконсервативные растворенные вещества «промежуточного» типа, со скоростью деструкции в морской среде порядка 10^{-6} 1/с (например, фенолы, детергенты);
- г) неконсервативные растворенные вещества «биологически мягкого» типа, со скоростью деструкции в морской среде порядка 10^{-5} 1/с и выше (например, патогенные бактерии);
- д) консервативные вещества адсорбированные на взвеси, со скоростью гравитационного оседания частиц взвеси $6.9 \cdot 10^{-6}$ м/с.

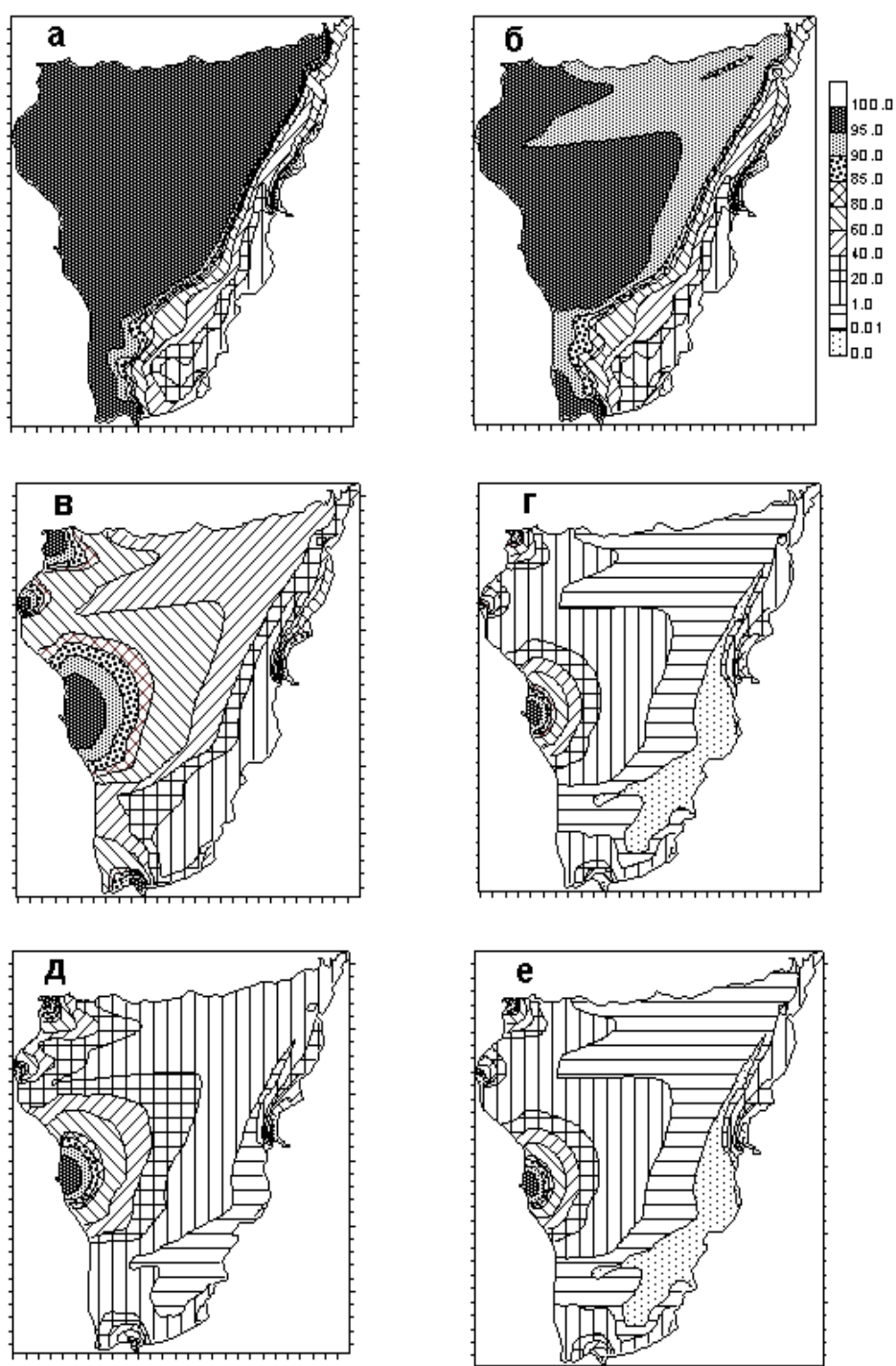


Рис. 7.24 Результаты расчетов загрязнения вод лимана в сезон дождей условными загрязняющими веществами со следующими характеристиками: а) $w_{gi} = 0$, $K_{ci} = 0$; б) $w_{gi} = 0$, $K_{ci} = 10^{-7}$; в) $w_{gi} = 0$, $K_{ci} = 10^{-6}$; г) $w_{gi} = 0$, $K_{ci} = 10^{-5}$; д) $w_{gi} = 6.9 \cdot 10^{-6}$, $K_{ci} = 0$; е) $w_{gi} = 6.9 \cdot 10^{-6}$ м/с, $K_{ci} = 10^{-6}$ 1/с

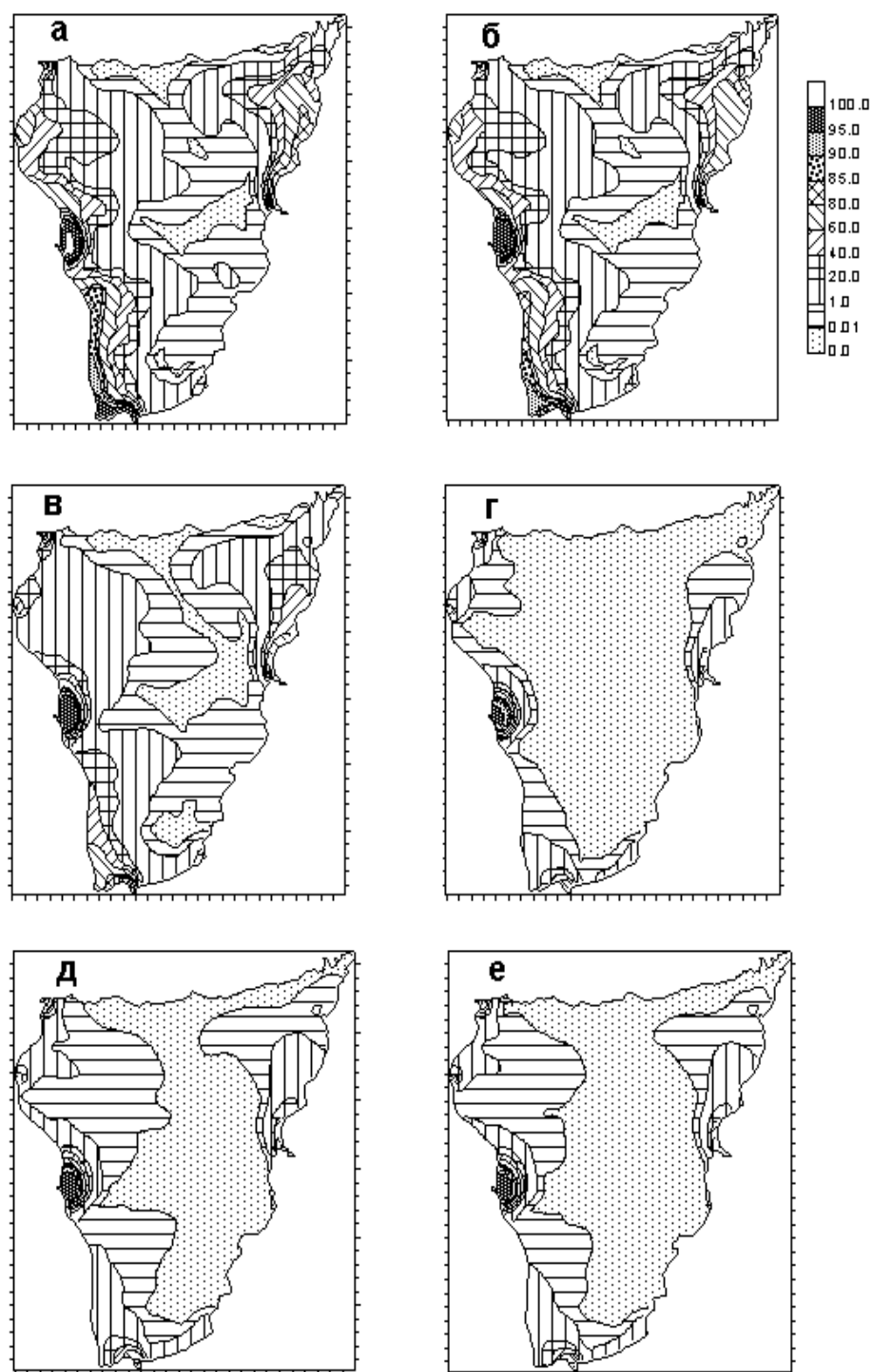


Рис. 7.25 Результаты расчетов загрязнения вод лимана в июле (переходный сезон) условными загрязняющими веществами со следующими характеристиками: а) $w_{gi} = 0$, $K_{ci} = 0$; б) $w_{gi} = 0$, $K_{ci} = 10^{-7}$; в) $w_{gi} = 0$, $K_{ci} = 10^{-6}$; г) $w_{gi} = 0$, $K_{ci} = 0$; д) $w_{gi} = 6.9 \cdot 10^{-6}$, $K_{ci} = 0$; е) $w_{gi} = 6.9 \cdot 10^{-6} \text{ 1/c}$, $K_{ci} = 10^{-6} \text{ 1/c}$

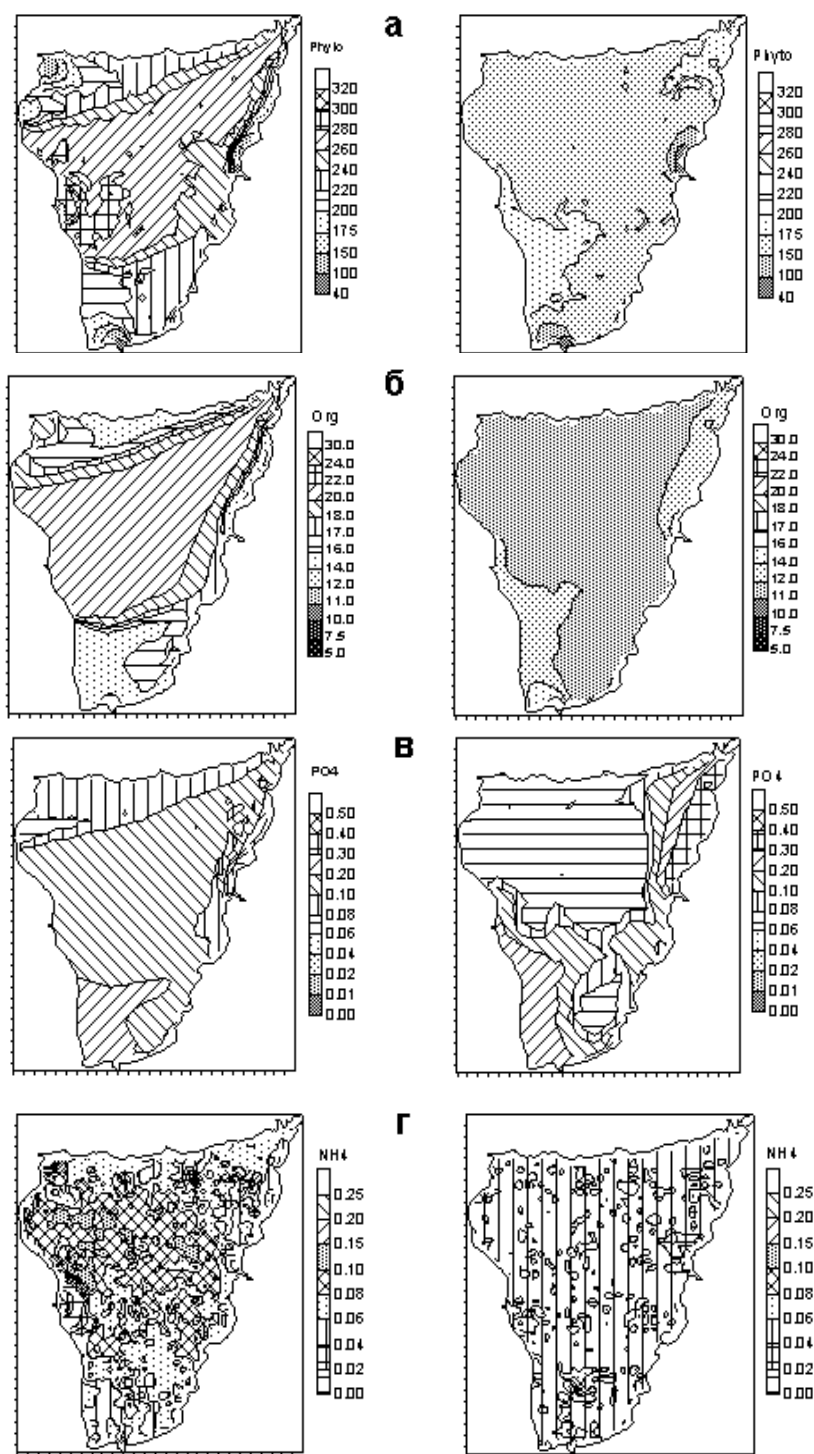


Рис. 7.26 Рассчитанное по модели типичное пространственное распределение биомассы фитопланктона (а), мг.хл.а/м^3 , содержания косного органического вещества (б), $\text{мгO}_2/\text{л}$, фосфатов (в), мгP/л , азота аммония (г), мгN/л , в октябре (сезон дождей), соответствующее

современным условиям (слева) и в случае закрытия каналов Гранде, Тамбор, Кларин (справа)

е) неконсервативные вещества «промежуточного» типа адсорбированные на взвеси, со скоростью деструкции порядка 10^{-6} 1/с и скоростью гравитационного оседания частиц взвеси $6.9 \cdot 10^{-6}$ м/с.

Полученные результаты свидетельствуют (рис. 7.24 - 7.25), что влияние водообмена лимана с рекой Магдалена через комплекс малых озер Пахаралес оказывает значительно большее влияние на функционирование экосистемы и качество ее вод, чем сток малых рек. Следовательно, для того чтобы избежать чрезмерного распреснения и подтопления берегов лимана в период дождей необходимо ограничить поступление пресных вод из реки Магдалена через систему каналов, связывающих лиман с малыми озерами. Для решения этой задачи было предложено соорудить в каналах управляемые шлюзы, с помощью которых в лимане можно поддерживать морской статус водной экосистемы, а в малых озерах – пресноводный статус. Таким образом, удастся сохранить рыбопромысловое значение озер и марикультурные хозяйства по выращиванию устриц и креветок на акватории лимана. На побережье лимана создадутся благоприятные условия для восстановления произраставших здесь ранее многолетних мангровых зарослей.

Вторая задача, которая решалась с помощью модели, заключалась в прогнозировании уровня трофности вод лимана при закрытии шлюзов в каналах в период дождей. На рис. 6.23 приведены результаты расчетов по модели эвтрофикации показателей уровня трофности вод экосистемы лимана в предположении, что каналы Гранде, Тамбор и Кларин закрыты во влажный сезон года. Видно, что при этом варианте реконструкции водного баланса лимана, экологическая ситуация в нем значительно улучшится, т.к. уменьшится содержание в водах лимана минеральных соединений биогенных элементов (например, азота аммония – с 0.1 до 0.05 мгN/л), что приведет к понижению биомассы фитопланктона (с 260 до 160 мг.хл.а/м³) и концентрации косного органического вещества (с 21 до 11 мгО₂/л). Следовательно, в результате ограничения поступления в лиман вод р.Магдалена уменьшится эвтрофирование его вод.

7.6. Оценка целесообразности и эффективности инженерных проектов, направленных на уменьшение поступления взвеси и улучшение кислородного режима вод бухты Картахена

Как отмечалось в пункте 2.1.1, к основным источникам эвтрофирования и загрязнения вод бухты Картахена относятся коммунально-бытовые стоки г.Картахена, промышленные стоки предприятий индустриальной зоны города и судоходный канал Дикую, протяженностью более 100 км, связывающий бухту с рекой Магдалена. Для прогнозирования экологических последствий и оценки эффективности предлагаемых инженерных решений широкого круга хозяйственных и природоохранных задач [143, 161, 164, 166] использовалась 3 -мерная математическая модель качества вод с блоком эвтрофикации 3 -го уровня иерархии.

Серьезную проблему для эксплуатации портового комплекса г.Картахена представляет интенсивное поступление взвешенных наносов со стоком канала Дикую. Для уменьшения заносимости, как самого канала, так и акватории бухты с морскими подходными каналами, инженерными кампаниями предлагаются различные варианты гидротехнических сооружений, позволяющих изъять часть твердого стока канала при сохранении его расходов и судоходности. В связи с этим встала задача прогнозирования экологических последствий реализации указанных гидротехнических проектов для экосистемы бухты. Решение ее было получено с помощью модели эвтрофикации и кислородного режима вод [96, 98, 166].

Цель модельных экспериментов заключалась в прогнозировании возможных изменений биопродуктивности экосистемы и кислородного режима вод бухты, вызванных увеличением их прозрачности при различных уровнях очищения вод канала Дикую от минеральной взвеси.

Концентрация минеральной взвеси в водах бухты и ее вклад в ослабление прозрачности вод (см. формулу (5.5)) предварительно рассчитывались в блоке самоочищения модели. Расчеты транспорта взвешенных наносов выполнялись для трех размерных фракций частиц илов, характеристика которых представлена в табл. 7.1. Предполагалось, что в общем стоке взвешенных наносов канала Дикую все размерные фракции частиц представлены в равных долях. В расчетах не учитывались песчаные фракции наносов, поскольку из-за высоких скоростей гравитационного осаждения они не влияют на поле прозрачности вод бухты, за исключением узкой локальной области вблизи устья канала.

Влияние наличной биомассы фитопланктона на прозрачность вод (см. формулу (5.6)) учитывалось при расчетах непосредственно в блоке эвтрофикации. Численные эксперименты с моделью выполнялись для экстремальных условий сезона дождей, когда расход канала Дикую и количество выносимой с его водами взвеси максимальны, а в придонном слое образуется дефицит содержания кислорода. Моделировались три ситуации:

- 1) современная, соответствующая влажному сезону года (рис. 2.4.б);
- 2) прогностическая, при условии изъятия из вод канала Дикую 50 % взвешенных наносов, обуславливающих прозрачность вод в бухте;
- 3) прогностическая, при условии изъятия 90 % взвешенных наносов, обуславливающих прозрачность вод в бухте.

Таблица 7.1

Характеристика взвешенных наносов (илов), поступающих со стоком канала Дикую и определяющих прозрачность вод в бухте Картахена

Характеристика частиц илов, мм	Фракция, мм	Гравитационная скорость w_g , м/с	Концентрация в водах канала, мг/л
Крупные, 0.063	0.066-0.031	$3 \cdot 10^{-3}$	130
Средние, 0.005	0.031-0.016	$6 \cdot 10^{-4}$	130
Мелкие	0.016-0.008	$4 \cdot 10^{-5}$	130

Рассчитанные для этих ситуаций поля прозрачности вод, обусловленные только содержанием минеральной взвеси в водах бухты, приведены на рис. 7.27. Видно, что при изъятии 50 % взвешенных наносов, поле прозрачности вод приблизится к наблюдаемому в сухой сезон (рис. 2.4.а), хотя расход канала, а следовательно, и сток биогенных веществ сохранятся соответствующими влажному сезону. Изъятие из вод канала 90 % минеральной взвеси приводит к более радикальному изменению ситуации. Прозрачность вод бухты даже вблизи устья канала Дикую не уменьшается ниже 0.4 м, а в отдельных ее частях приближается к фоновым значениям, характерным для открытого моря.

С целью коррекции потока поглощения растворенного кислорода донными осадками, в соответствии с изменениями потока органического вещества в донные отложения в новых условиях, прогностические расчеты по модели эвтрофикации выполнялись в два шага. На первом шаге цель расчетов заключалась в получении установившегося пространственного распределения химико-биологических переменных состояния экосистемы бухты в новых условиях, при сохранении прежних (современных) значений потока поглощения кислорода донными осадками. По результатам счета, в каждой точке расчетной области определялось значение потока органического вещества в донные отложения в прогнозируемой ситуации $F_{org}^{new}(x, y)$ и на его основе

переопределялся функционал $f(x, y)$ в формуле (4.46) в виде $f(x, y) = F_{org}^{new}(x, y) / F_{med}^{act}$. Затем прогностический расчет повторялся, но уже с учетом скорректированного потока поглощения кислорода донными отложениями $Q_{O_2}^{bot}$.

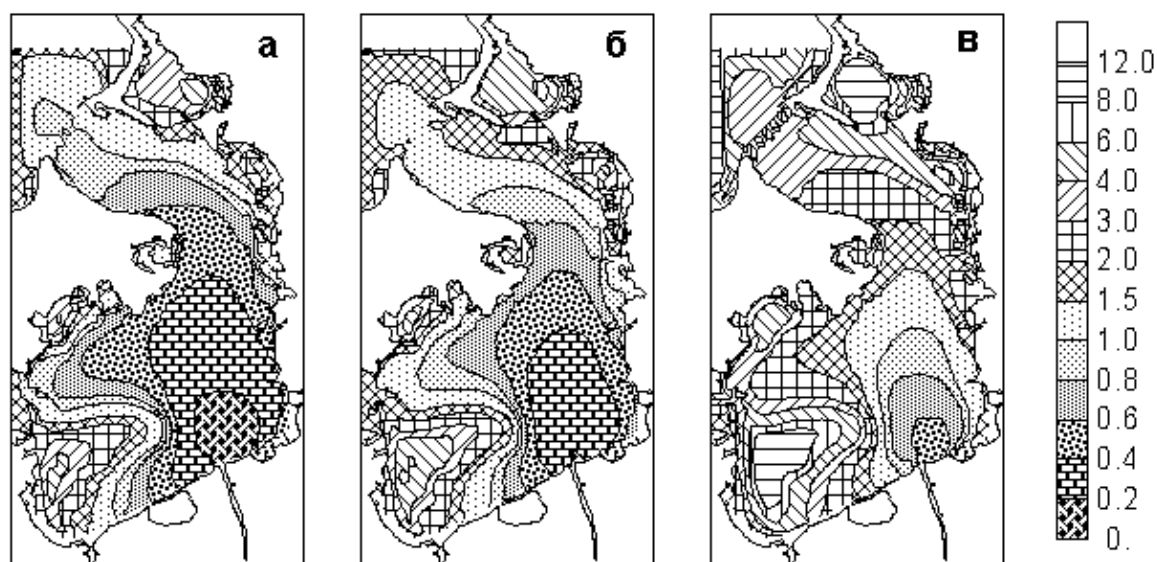


Рис. 7.27 Рассчитанные по модели поля прозрачности вод (в метрах) б.Картахена, обусловленные выносом взвеси из канала Дикуэ: а) современная ситуация во влажный сезон; б) при изъятии 50 % взвеси; в) при изъятии 90 % взвеси

Результаты расчетов по модели эвтрофикации для рассматриваемых ситуаций представлены на рис. 7.28 - 7.30. Как и следовало ожидать, увеличение прозрачности вод бухты, при сохранении неизменными концентраций в водах канала биогенных веществ, приводит к росту продукции и биомассы фитопланктона в фотическом слое бухты. В результате чего увеличивается поток органического вещества в донные отложения и потребление кислорода на его биохимическое окисление, как в донных осадках, так и в придонном слое вод бухты. Зоны дефицита кислорода в придонном слое, образующиеся в современных условиях во влажный сезон года, при моделировании прогностических ситуаций значительно расширяются и углубляются.

В пункте 2.1.1 отмечалось, что причиной возникновения гипоксических зон в придонном слое бухты Картахена во влажный сезон

года является слабый вертикальный массо- и газообмен, обусловленный слабыми ветрами и формированием, под влиянием пресного стока канала Дикую, резкого приповерхностного пикноклина. Биогенные вещества, поступающие с речными водами, распространяются в пределах поверхностного распресненного слоя бухты, который одновременно является фотическим. Содержание биогенных веществ в водах канала значительно выше, чем в прибрежных морских водах. Т.е. канал является мощным источником биогенных веществ и способствует эвтрофированию вод бухты.

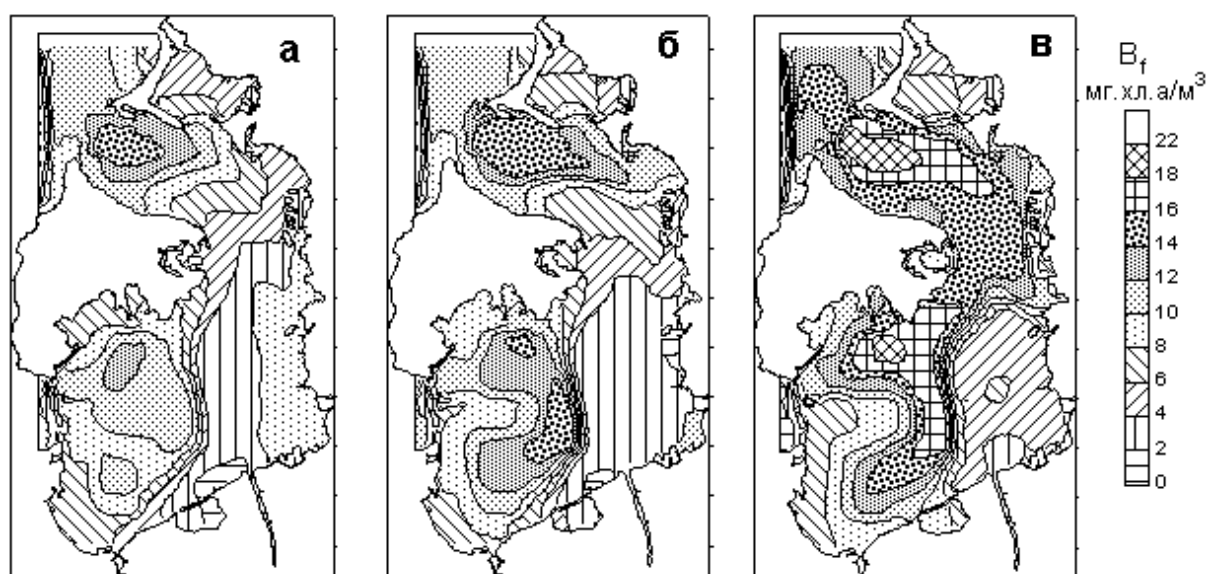


Рис. 7.28 Распределение биомассы фитопланктона, в мг.хл.а./м^3 , в поверхностном слое бухты, рассчитанное по модели для условий влажного сезона года в современной ситуации (а) и в случае изъятия 50 % (б) и 90 % (в) взвешенных наносов из вод канала Дикую

С другой стороны, минеральная взвесь, поступающая в бухту с водами канала, существенно уменьшает прозрачность морских вод и, таким образом, сдерживает процесс первичного продуцирования органического вещества фитопланктоном, одновременно усиливая роль гидродинамических процессов разбавления загрязненных речных вод относительно чистыми морскими. При изъятии части поступающей из канала минеральной взвеси, существующий баланс между стимулирующей и лимитирующей фотосинтез ролью стока канала Дикую нарушается в сторону первой и, как следствие, кислородный режим бухты ухудшается.

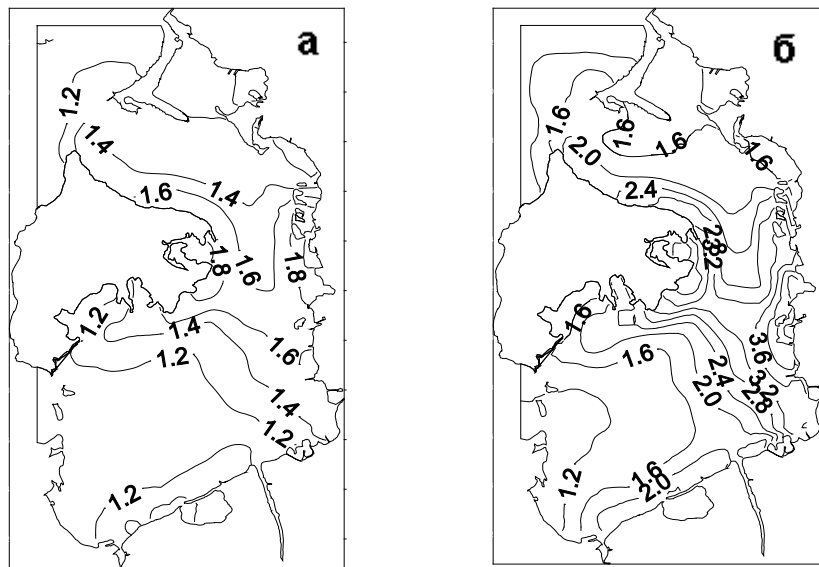


Рис. 7.29 Распределение коэффициентов $k = F_{\text{org}}^{\text{new}} / F_{\text{org}}^{\text{act}}$, характеризующих увеличение потока органического вещества в донные отложения в прогностических ситуациях по сравнению с современной: а) при изъятии 50 % и б) 90 % взвешенных наносов из вод канала Дикунэ

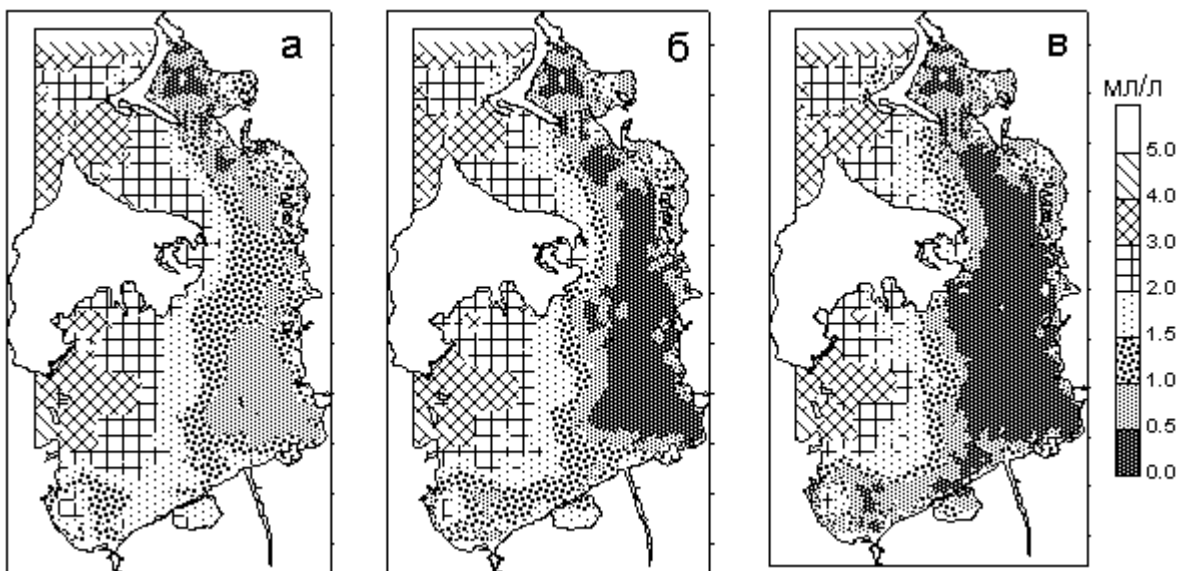


Рис. 7.30 Распределение содержания растворенного кислорода, мл/л, в водах придонного слоя б.Картахены во влажный сезон, полученное по модели для современных условий (а) и при изъятии 50 % (б) и 90 % (в) взвешенных наносов из вод канала Дикунэ

На основании полученных результатов был сделан вывод, что частичное изъятие взвешенных наносов из вод канала Дикую приведет к ухудшению экологической ситуации и качества вод б.Картахена, поскольку возрастет первичная продукция и концентрация органического вещества в воде и донных отложениях, усилятся гипоксические явления в придонном слое. Этот вывод заставил специалистов искать другие, более комплексные пути решения проблемы уменьшения твердого стока канала Дикую, увязывая их с необходимостью уменьшения биогенного стока канала и улучшения кислородного режима вод бухты.

С учетом вышесказанного, наиболее перспективными представляются следующие варианты решения проблемы:

- уменьшить расхода канала Дикую во влажный сезон года до уровня сухого сезона, на участке впадения его в бухту Картахена, путем строительства шлюза, перераспределяющего сток канала в другие его рукава, впадающие в открытое море [161];
- уменьшить содержание биогенных веществ в водах канала, предварительно пропустив их через систему сопутствующих каналу Дикую, по всей его длине, естественных озер, связанных между собой системой искусственных соединительных каналов;
- учитывая, что канал Дикую потерял свое прежнее значение для порта Картахена в качестве транспортной коммуникации, полностью закрыть его выход в бухту, перераспределив сток в другие, выходящие в море рукава.

Оценка эффективности этих сценарных решений выполнялась с помощью математической модели эвтрофикации, исходя из степени их влияния на улучшение кислородного режима бухты Картахена, как наиболее уязвимого звена экосистемы и интегрального показателя качества ее вод.

Моделирование наиболее радикального, последнего сценария с полным закрытием канала Дикую, при сохранении современных объемов сброса загрязненных вод антропогенными источниками, показало, что ожидаемого улучшения ситуации не произойдет (рис. 7.33.б). Объясняется это тем, что при закрытии канала прозрачность вод бухты увеличится до 6 м и перестанет быть фактором лимитирующим фотосинтез, в то время как поступление минеральных соединений биогенных элементов и органического вещества из антропогенных источников (см. пункт 2.1.1), расположенных на берегах бухты, продолжает стимулировать развитие фитопланктона и возникновение гипоксических зон в придонном слое. Полученные результаты позволили сделать вывод, что ограничение сбросов биогенных веществ антропогенными источниками является первоочередным условием решения проблемы улучшения кислородного режима вод бухты.

Согласно плану развития города Картахена предполагается, что до 2025 года все городские коммунальные стоки будут выведены в центральную систему канализации, со сбросом в открытое море далеко за пределами города. Сброс минеральных соединений биогенных элементов и косной органики предприятиями индустриальной зоны планируется понизить на 80 %. Моделирование этого сценария показало, что указанные мероприятия позволят избежать образования дефицита кислорода в придонном слое Внутренней бухты (рис. 7.31.в, 7.32.б, 7.33.в). Во Внешней бухте дефицит кислорода хотя несколько уменьшится, однако качественно ситуация не изменится, т.к. в придонном слое большей части акватории содержание кислорода останется по-прежнему менее 1.5 мл/л. Объясняется это тем, что несмотря на существенное уменьшение сбросов антропогенными источниками, не ликвидирована основная причина образования дефицита кислорода – вынос из канала Дикуэ пресных вод с высоким содержанием биогенных веществ, образование мощного приповерхностного пикноклина и, вследствие этого, слабая вентиляция придонного слоя бухты кислородом. Поэтому, в дополнение к вышесказанному, были рассмотрены три объединенных комплексных сценария (альтернативы), в которых первым шагом природоохранных мероприятий является полное изъятие коммунально-бытовых и 80 % изъятие индустриальных стоков г.Картахена и только на втором шаге предполагается реализация рассмотренных ранее инженерных решений, связанных с ограничением стока и улучшением качества вод канала Дикуэ:

- 1) снижение расхода канала Дикуэ во влажный период года со 150 до 50 м³/с (расход в период сухого сезона);
- 2) снижение расхода канала Дикуэ во влажный период года со 150 до 50 м³/с и уменьшение содержания минеральных соединений азота и фосфора в водах канала в два раза;
- 3) полное закрытие канала.

При снижении расхода канала до 50 м³/с уменьшится количество выносимой из него взвеси и увеличится прозрачность вод бухты. Этот эффект учитывается заданием поля прозрачности, характерного для сухого сезона. При увеличении прозрачности вод возрастет первичная продукция фитопланктона и поток органического вещества в донные отложения в центральной части бухты, где минимум кислорода углубится (рис. 7.31.г, 7.32.в, 7.33.г). Таким образом, частичное изъятие стока канала, как и в рассмотренном ранее случае изъятия части взвешенных наносов, не способствует улучшению кислородного режима бухты, поскольку канал по-прежнему остается мощным источником биогенных веществ, а зоны максимальной продукции фитопланктона смещаются от границ акватории в центральную часть бухты.

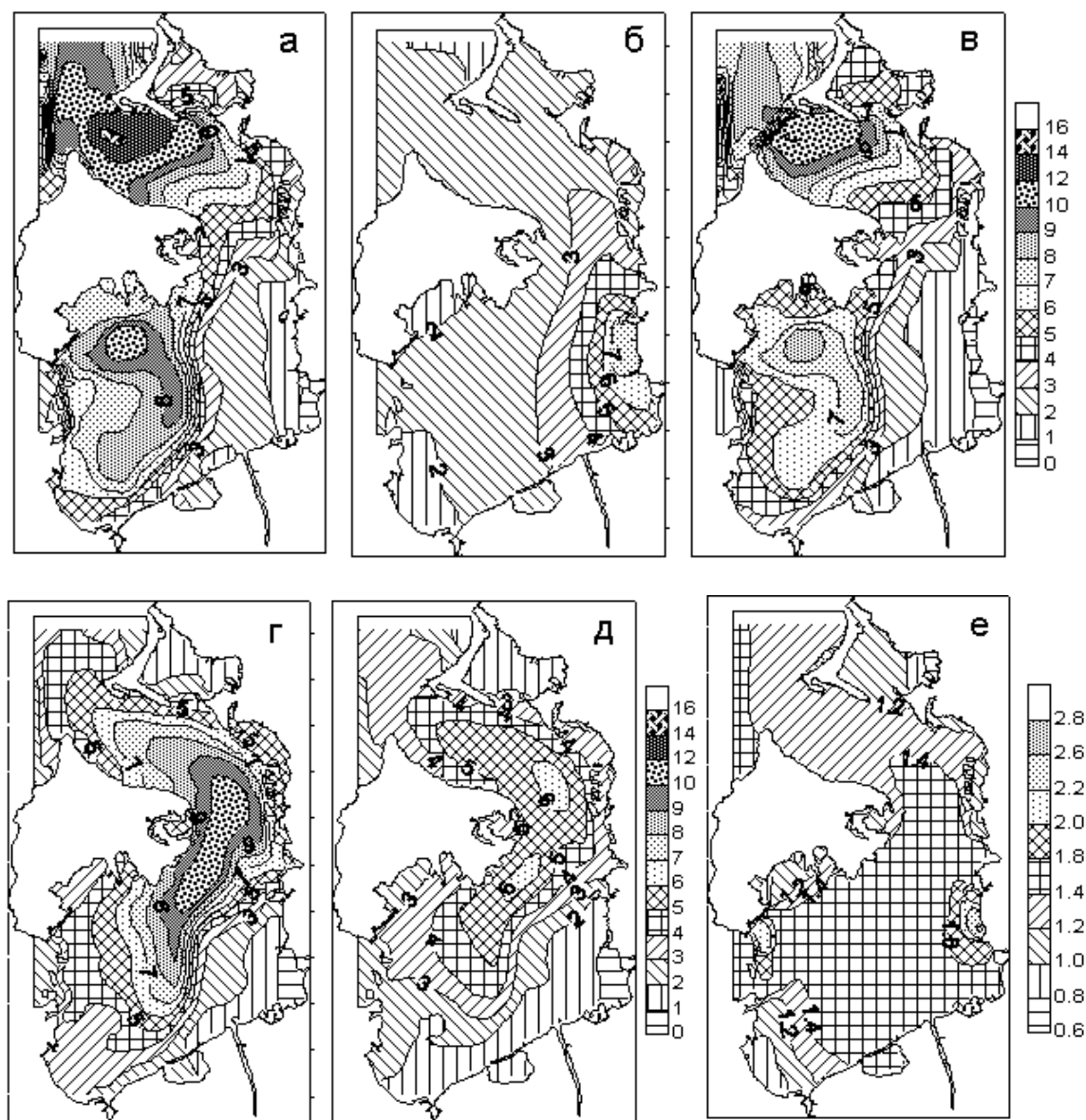


Рис. 7.31 Распределение биомассы фитопланктона, мг.хл.а/м^3 , в поверхностном слое б.Картахена во влажный сезон года, полученное по модели: а) для современных условий; б) при закрытии канала Дикуэ; в) при изъятии 100 % коммунальных и 80 % промышленных стоков города; г) при изъятии стоков (вариант (в)) и ограничении расхода канала до $50 \text{ м}^3/\text{с}$; д) предыдущий вариант при дополнительном уменьшении содержания биогенных веществ в водах канала в два раза; е) при изъятии стоков (вариант (в)) и закрытии канала

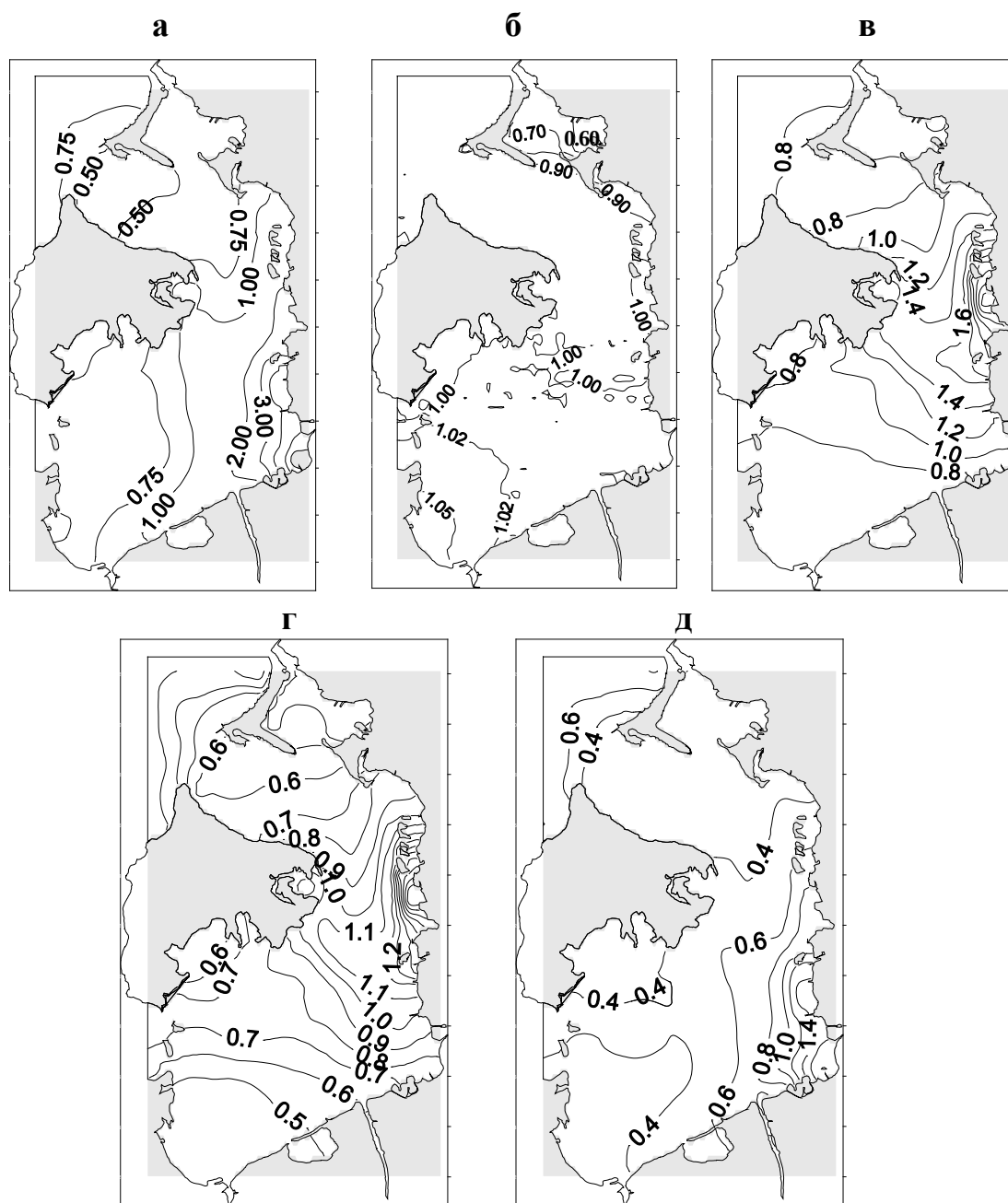


Рис. 7.32 Распределение коэффициентов $k = F_{\text{орг}}^{\text{new}} / F_{\text{орг}}^{\text{act}}$, характеризующих изменения потока органического вещества в донные отложения в прогностических ситуациях по сравнению с современной: а) при закрытии канала Дикюз; б) при изъятии 100 % коммунальных и 80 % промышленных стоков города; в) при изъятии стоков и ограничении расхода канала до $50 \text{ м}^3/\text{с}$; г) предыдущий вариант при дополнительном уменьшении содержания биогенных веществ в водах канала в два раза; д) при изъятии стоков и закрытии канала

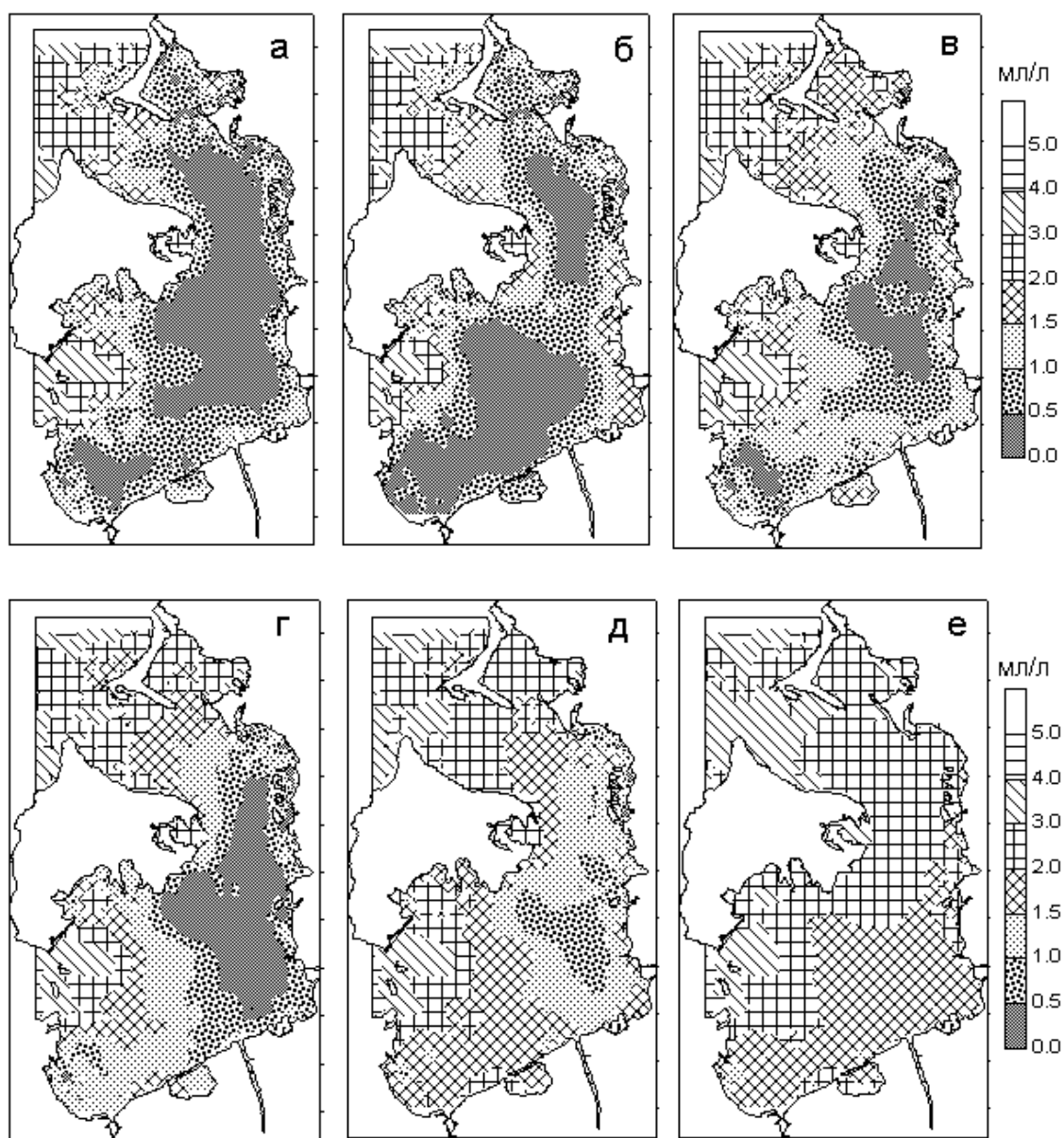


Рис. 7.33 Распределение кислорода, мл/л, в придонном слое б.Картахена во влажный сезон года, полученное по модели: а) для современных условий; б) при закрытии канала Дикуэ; в) при изъятии 100 % коммунальных и 80 % промышленных стоков города; г) при изъятии стоков (вариант (в)) и ограничении расхода канала до 50 м³/с; д) предыдущий вариант при дополнительном уменьшении содержания биогенных веществ в водах канала в два раза; е) при изъятии стоков (вариант (в)) и закрытии канала

Уменьшение содержания биогенных веществ в водах канала, в сочетании с ограничением его стока до $50 \text{ м}^3/\text{с}$, дает значительно лучшие результаты. На большей части акватории бухты значительно уменьшается биомасса фито- и бактериопланктона, поток органического вещества в донные отложения и, как следствие, ослабевает дефицит кислорода в придонном слое (рис. 7.31.д, 7.32.г, 7.33.д).

При полном закрытии канала, трофический статус вод бухты максимально приблизится к статусу морских вод, а дефицит кислорода в придонном слое исчезнет (рис. 7.31.е, 7.32.д, 7.33.е). В южной части Внешней бухты, которая слабо промывается океанскими водами и где расположена группа промышленных источников с большим объемом сброса загрязненных вод (даже при условии изъятия 80 % их современного сброса), содержание кислорода в придонном слое во влажный сезон года будет превышать 1.5 мл/л, в то время как во Внутренней бухте оно повысится до 2.5 мл/л.

Таким образом, моделирование с помощью математической модели эвтрофикации вод различных сценариев улучшения кислородного режима в бухте Картахена показало, что генеральная стратегическая линия должна заключаться в последовательном нормировании и уменьшении сбросов городских коммунальных и промышленных источников загрязнения вод бухты, одновременно с максимально возможным ограничением стока канала Дикую и уменьшением содержания в его водах биогенных веществ.

Второй круг задач, решаемых с помощью модели качества вод, заключался в оценке, на основе имеющейся информации о содержании загрязняющих веществ в сбросных водах источников, масштабов и уровня загрязнения вод бухты Картахена в отношении этих веществ. Цель расчетов заключалась в выяснении роли отдельных антропогенных источников в формировании общего уровня загрязнения вод бухты, выработке требований и рекомендаций к организации и проведению экологического мониторинга и нормированию сбросов загрязняющих веществ в воды бухты.

Учитывая рекреационное значение северной части Внешней бухты и, особенно, акватории Внутренней бухты Картахена, актуальной является проблема контроля качества вод бухты на предмет опасности загрязнения патогенными бактериями. Источниками поступления патогенных бактерий в воды бухты являются неочищенные коммунальные стоки города (рис. 2.3, табл. Б.2) и канал Дикую, поскольку в него сбрасываются неочищенные сточные воды многочисленных прилегающих ферм и деревень. Среднее содержание фекальных коли-форм в бытовых стоках составляет 10^8 мк.орг./100 мл, а максимально наблюдаемое в водах канала Дикую – 10^6 мк.орг./100 мл.

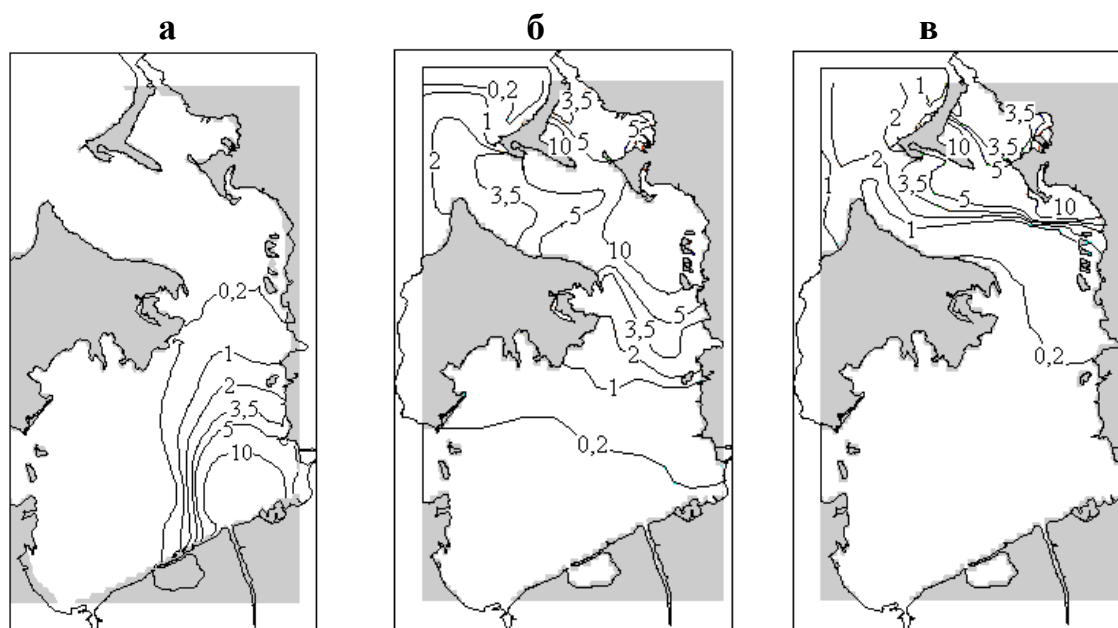


Рис. 7.34 Рассчитанное по модели самоочищения загрязнение поверхностных вод б.Картахена фекальными коли-формами ($\times 10^3$ мк.орг./100 мл), поступающими с водами канала Дикую (а) в сезон дождей и со сточными водами города в сухой (б) и влажный (в) сезон

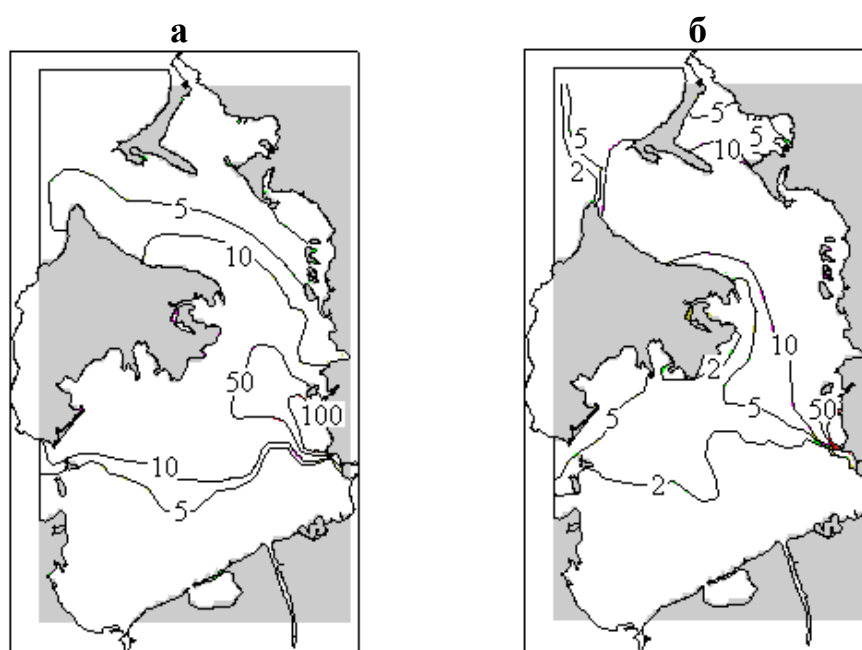


Рис. 7.35 Рассчитанное по модели загрязнение вод бухты фенолами, мкг/л, в сухой (а) и влажный (б) сезон года при коэффициенте неконсервативности $K_{cf} = 1.9 \cdot 10^{-6}$ 1/с. Концентрация в источнике – 0.56 мг/л

Расчеты по модели качества вод с использованием блока самоочищения (см. формулу (4.4)) показали (рис. 7.34), что основным источником загрязнения северной части бухты являются коммунальные стоки города. Поэтому в течении всего года на акватории Внутренней бухты уровень загрязнения может превышать допустимые пределы (200 мк.орг./100 мл). Канал Дикузэ не играет существенной роли в загрязнении центральной и северной частей бухты, что объясняется высокой смертностью кишечной палочки в поверхностном слое бухты, при имеющихся место условиях морской среды (высокая температура воды и воздействие солнечного света, смешение с солеными морскими водами). В сухой период года загрязнение вод бухты кишечной палочкой имеет более масштабный характер, чем во влажный сезон (рис. 7.34). Объясняется это тем, что в сухой сезон года, под влиянием сильных северных пассатных ветров, циркуляция поверхностных вод способствует накоплению фекальных коли-форм в пределах бухты. Во влажный сезон, наоборот, загрязненные кишечной палочкой воды выносятся за пределы бухты через северный пролив.

Результаты моделирования позволили систематизировать и проанализировать данные эпизодических наблюдений [165] за уровнем загрязнения патогенной микрофлорой акватории б. Картахена. В итоге была дана рекомендация проводить регулярный мониторинг качества вод в отношении патогенных микроорганизмов на пляжных комплексах ряда отелей, расположенных на косе Бокагранде (Bocagrande), отделяющей Внутреннюю бухту от открытого моря и Внешней бухты (рис. 2.3).

На основании модельных расчетов (рис. 7.35), с использованием информации о содержании фенолов в сбросных водах одного из заводов промышленной зоны г. Картахена, был сделан вывод о возможности превышения, особенно в сезон дождей, национальных предельно-допустимых норм содержания этого вещества в морской воде (2 мкг/л для зон непосредственного контакта человека с водой) в районах расположения пляжей и рекомендовано включить наблюдения за концентрацией фенолов в систему экологического контроля за качеством вод бухты.

Последние примеры иллюстрируют возможности использования математических моделей при планировании экологического мониторинга прибрежных морских акваторий, находящихся под влиянием антропогенных источников загрязнения.

Заключение к главе 6

Математические модели качества вод могут эффективно использоваться при решении широкого круга прикладных задач, связанных с разработкой оптимальной стратегии управления качеством вод прибрежных морских акваторий, подверженных антропогенной нагрузке. Они позволяют дать объективный прогноз развития экологической ситуации при изменении внешних нагрузок на экосистему, определить масштабы и уровень загрязнения исследуемых морских акваторий как отдельными локальными источниками поступления загрязняющих веществ в морскую среду, так и их совокупностью.

На конкретных примерах показаны методические подходы к решению с помощью численных математических моделей следующих прикладных задач управления качеством вод шельфовых морских экосистем, подверженных сильной антропогенной нагрузке:

- определение относительных вкладов береговых антропогенных источников и речного стока в наблюдаемый уровень загрязнения морских акваторий с целью оценки степени управляемости качеством вод шельфовой морской экосистемы, на примере Одесского района СЗЧМ;
- выбор района размещения источника загрязнения по критерию минимизации прогнозируемого уровня загрязнения в природоохранных морских зонах, на примере нефтяного терминала в Одесском районе СЗЧМ;
- разработка стратегии улучшения качества вод частично и периодически полностью изолированных морских акваторий (водоемов) с учетом реальных возможностей: а) нормирования сбросов загрязняющих веществ береговыми антропогенными источниками, на примере тропической лагуны Сиенага де Теска и бухты Картахена; б) усиления промываемости акватории и водообмена с открытым морем путем строительства различного рода гидротехнических сооружений (соединительных каналов, направляющих молов), на примере тропической лагуны Сиенага де Теска и Тузловских лиманов СЗЧМ;
- оценка эффективности инженерных мероприятий, направленных на улучшение качества вод и уменьшение заносимости морских водоемов эстуарного типа путем регулирования речного, терригенного и биогенного стока, на примере б. Картахена и лимана Сиенага Гранде де Санта-Марта;
- оценка эффективности различных природоохранных проектов, направленных на улучшение кислородного режима придонных вод

глубоких, частично изолированных морских акваторий, на примере тропической бухты Картахена;

- использование результатов математического моделирования распространения и трансформации загрязняющих веществ в морской среде для оценки уровня и масштабов загрязнения акватории отдельными локальными источниками загрязнения или их группой, а также для планирования экологического мониторинга, на примере б.Картахена, лимана Сиенага Гранде де Санта-Марта, Днепровско-Бугского и Одесского районов СЗЧМ.

Для исследуемых шельфовых морских акваторий, на основе результатов численных экспериментов с модификациями модели качества вод, определены оптимальные стратегии реализации инженерных и природоохранных проектов, направленных на улучшение качества водной среды, которые заключаются:

- для б. Картахена – в максимально возможном ограничении стока канала Дикуэ и уменьшении содержания в его водах биогенных веществ, при одновременной минимизации сбросов береговых антропогенных источников г. Картахена путем строительства централизованной системы канализации, с выводом ее сброса в открытое море;
- для лагуны Сиенага де Теска – в первоочередном частичном изъятии хозяйственно-бытовых стоков г.Картахена, путем создания централизованной системы канализации, и последующем строительстве системы гидротехнических сооружений, состоящей из 2 -х соединительных каналов и направляющего мола между ними, с целью усиления гидродинамической промывки водоема относительно чистыми морскими водами;
- для лимана Сиенага Гранде де Санта-Марта – в строительстве системы шлюзов в каналах, соединяющих лиман с системой малых озер и рекой Магдалена, с целью управления поступлением в лиман речных вод и поддержания морского статуса его экосистемы;
- для Одесского региона СЗЧМ – в необходимости нормирования сбросов загрязняющих веществ, содержащих фосфор, береговыми антропогенными источниками в весенний период года, недопустимости сброса сточных вод с СБО «Северная» в прибрежную зону моря летом и необходимости улучшения качества речных вод Днепра и Южного Буга для радикального изменения экологической ситуации в регионе в целом;
- для Тузовской группы лиманов СЗЧМ – в преобразовании их в открытый морской водоем, с высокой степенью водообновления и качеством вод близким к морскому, путем сооружения в противоположных концах песчаной пересыпи 2 -х соединительных каналов с морем.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В работе приведены результаты экспериментального исследования и теоретическое обобщение для решения научной проблемы оценки реальных возможностей управления качеством вод экосистем шельфовых зон морей умеренных и тропических широт, испытывающих сильную антропогенную нагрузку, на основе анализа данных многолетнего экологического мониторинга и результатов численного математического моделирования. Показано, что математические модели качества вод морских экосистем являются эффективным инструментом экологического планирования, прогнозирования, оценки целесообразности и оправданности различных управленческих решений в области использования и охраны ресурсов морской среды.

Главные научные и практические результаты работы.

1. На основе системного анализа данных экологического мониторинга за 1988 - 1999 гг. получены новые сведения о режимных гидрохимических характеристиках Одесского района северо-западной части Черного моря и показана их связь со стоком рек, гидрологическими условиями и явлениями, а также режимами функционирования антропогенных источников загрязнения в прибрежной зоне. Установлено, что:

- в весенне-летний период года продукция фитопланктона в мористой части акватории может лимитироваться концентрацией минерального фосфора;
- в прибрежной зоне моря концентрации фосфатов и аммония, как правило, значительно выше, чем в мористой части акватории, что обусловлено влиянием береговых антропогенных источников и особенностями гидрологического режима;
- углублению процесса эвтрофирования вод и развитию гипоксии в прибрежной зоне способствуют частое, интенсивное и продолжительное проникновение языка распресненных вод из Днепровско-Бугского лимана весной и развитие прибрежного ветрового апвеллинга в весенне-летний период года.

2. Впервые на основе данных мониторинга выполнен системный анализ современного экологического состояния тропических морских водоемов Колумбийского побережья Карибского моря, подверженных сильному антропогенному влиянию: мелководной лагуны Сиенага де Теска, лимана эстуарного типа Сиенага Гранде де Санта-Марта, глубокой морской бухты Картахена. Установлено, что:

- в придонном слое бухты Картахена во влажный сезон года образуется обширная гипоксия, обусловленная в равной мере как сбросом неочищенных хозяйственно-бытовых и промышленных сточных вод города, так и поступлением загрязненных пресных вод реки Магдалена через канал Дикую, в сочетании с особенностями ветрового режима и морфологии бассейна;
- в результате систематического сброса неочищенных хозяйственно-бытовых сточных вод города Картахена в мелководную лагуну Сиенага де Теска она превратилась в гипертрофный, полисапробный водоем с нарушенным природным балансом продукционно-деструкционных процессов и признаками неустойчивости в динамике экосистемы;
- неограниченное поступление пресных вод из реки Магдалена в лиман Сиенага Гранде де Санта-Марта через систему искусственных каналов во влажный сезон года оказывает негативное влияние на качество его вод, приводя к развитию эвтрофикации и созданию неблагоприятных условий для выращивания ценных марикультур, восстановления многолетних мангровых зарослей.

3. Впервые разработано методическое обеспечение технологической цепочки прикладного экологического моделирования качества морских вод: экологический мониторинг – постановка задачи – разработка адекватной математической модели – ее калибровка и верификация – численные эксперименты – научно-обоснованные рекомендации по сохранению и улучшению качества водной среды и ее ресурсов.

4. Впервые разработана трехмерная нестационарная прикладная модель качества вод шельфовых морских экосистем, которая может использоваться для расчетов динамики вод, формирования термохалинной структуры и качества вод на акваториях водных объектов, отдельные участки которых имеют подсеточный пространственный масштаб по одной из горизонтальных координат (устья рек, узкие проливы, каналы и т.п.). Модель реализована в криволинейной по вертикали системе координат и оснащена: блоками эвтрофикации различного уровня сложности и комплексности организации; блоком самоочищения вод от загрязняющих веществ различных типов, блоком усвоения гидрометеорологической информации на границах расчетной области. Предусмотрена возможность оперативного изменения комплексности и рабочей математической структуры модели, исходя из целей и условий расчета.

5. Разработан иерархический комплекс оригинальных по математической структуре блоков эвтрофикации, различающихся по числу переменных и уровню детализации взаимосвязей между биотическими и абиотическими компонентами морской экосистемы (модели), позволяющий адекватно и с минимальными затратами на экологический мониторинг описать пространственно-временную изменчивость

показателей качества вод в морских акваториях с различной степенью эвтрофикации вод. Даны рекомендации по применению каждого из блоков. Предложена новая схема включения бактериопланктона в структуру блока эвтрофикации, а также концепция развития модели качества вод до уровня комплексной модели функционирования водной экосистемы и экотоксикологической модели.

6. Разработаны требования к организации и структуре экологического мониторинга морской среды, включая специализированные эксперименты, обусловленные необходимостью информационного обеспечения процесса разработки, адаптации, калибровки и использования моделей качества вод при решении практических задач океанологии и экологии моря. Определены, систематизированы и развиты методические подходы к определению параметров модели качества вод по результатам экологического мониторинга.

7. Обобщены и систематизированы результаты различных исследований для определения типичных значений скоростей химико-биологических процессов, учитываемых в моделях качества вод морских и пресноводных экосистем, диапазонов их изменчивости и зависимостей от характеристик водной среды.

8. Разработаны оригинальные схемы и методики калибровки блоков эвтрофикации модели качества вод, которые прошли успешную апробацию и показали свою эффективность при решении прикладных задач для морских акваторий и водоемов, относящихся к различным климатическим зонам, имеющим различные морфологические, гидрологические, гидрохимические и гидробиологические характеристики.

9. Развита и усовершенствована методология использования численных математических моделей для определения оптимальной стратегии управления качеством вод шельфовых морских экосистем, подверженных сильному антропогенному влиянию, путем решения следующих прикладных задач океанологии и экологии моря:

- определение относительных вкладов нормируемых и не регулируемых источников в наблюдаемый уровень загрязнения морских акваторий с целью оценки степени управляемости качеством вод морской экосистемы;
- определение уровня и масштабов загрязнения морской среды локальными источниками загрязнения, роли отдельных локальных источников в формировании качества морской среды;
- выбор района размещения источника загрязнения по критерию минимизации прогнозируемого уровня загрязнения в природоохранных морских зонах;
- разработка стратегии улучшения качества вод частично и (или) периодически полностью изолированных морских акваторий (водоемов) с

учетом реальных возможностей: нормирования сбросов загрязняющих веществ береговыми антропогенными источниками; усиления промываемости акватории и водообмена с открытой частью моря путем строительства различного рода гидротехнических сооружений;

– оценка эффективности инженерных мероприятий, направленных на улучшение:

➤ качества вод и уменьшение заносимости морских водоемов эстуарного типа путем регулирования расходов, терригенного и биогенного стока речных вод;

➤ кислородного режима придонных вод глубоких, частично изолированных морских акваторий.

10. Для каждой из исследуемых в работе шельфовых морских акваторий, на основе результатов численных имитационных экспериментов с модификациями модели качества вод, определены оптимальные стратегии реализации природоохранных мероприятий, направленных на улучшение качества водной среды, а именно:

– для б. Картахена: полное изъятие хозяйственно-бытовых и частичное – промышленных стоков города (путем строительства централизованной системы канализации), одновременно с максимально возможным ограничением поступления пресных вод р.Магдалена через канал Дикун (путем строительства шлюза), уменьшении содержания в них биогенных веществ (путем пропуска речных вод через систему сопутствующих каналу проточных озер);

– для лагуны Сиенага де Теска: на первом этапе – изъятие 80 % хозяйственно-бытовых стоков города путем строительства централизованной системы канализации; на втором этапе – усиление гидродинамической промывки лагуны чистыми морскими водами за счет строительства системы гидротехнических сооружений, состоящей из двух каналов шириной 100 м и мола меридиональной направленности, берущего начало между ними; южный канал связывает море с западной частью водоема, северный – с восточной;

– для лимана Сиенага Гранде де Санта-Марта: сооружение шлюзов в каналах, соединяющих реку Магдалена с комплексом озер Пахаралес и последний – с лиманом, для органичения поступления пресных вод в лиман в сезон дождей;

– для Одесского региона СЗЧМ: путем нормирования сбросов береговых антропогенных источников, возможно существенно улучшить экологическую ситуацию лишь в районах основных выпусков сточных вод (СБО «Северная», «Южная») в пределах двухмильной природоохранной прибрежной зоны; нормирование сбросов биогенных веществ береговыми источниками наиболее эффективно в весенний период; предпочтительно уменьшать сбросы загрязняющих веществ, содержащих фосфор –

биогенный элемент, лимитирующий первичную продукцию органического вещества; не рекомендуется возобновление сброса с СБО «Северная» в море в летний период; уровень трофности вод в мористой части акватории формируется под доминирующим влиянием речного стока Днестра и Южного Буга;

– для Тузловской группы лиманов: преобразование в проточный морской водоем, с высокой степенью водообновления и качеством вод близким к морскому, путем сооружения на южной и северной оконечностях песчаной косы-пересыпи двух каналов шириной 50 м.

Представленные в работе оригинальные модификации модели качества вод апробированы при решении прикладных экологических задач для морских акваторий с различными морфологическими и режимными характеристиками, расположенными в разных климатических зонах. Разработаны и апробированы методики информационного обеспечения, адаптации, калибровки, верификации и практического использования этих моделей. Показаны информационные и прогностические возможности использования численных математических моделей при решении прикладных задач океанологии и экологии моря, связанных с управлением качеством вод экосистем шельфовых зон моря, испытывающих сильное антропогенное влияние.

ЛИТЕРАТУРА

1. Айзатулин Т.А., Леонов А.В. Моделирование биохимического потребления кислорода в пробах морской воды с помощью ЭВМ // Химико – океанографические исследования морей и океанов.– М.: Наука, 1975.– С. 34 - 45.
2. Айзатулин Т.А., Леонов А.В. Кинетика биохимической трансформации природных и антропогенных веществ в морской экологической микросистеме (Математическое моделирование) // Химико – океанологические исследования.– М.: Наука, 1977. – С.169 - 183.
3. Алекин О.А., Ляхин Ю.И. Химия океана: Учебное пособие.– Л.: Гидрометеиздат.– 343 с.
4. Барабашева Ю.М., Бродский Л.И., Девяткова Г.Н. Имитационная модель динамики планктонного сообщества Северного Каспия // Теоретическая экология.– М.: Из-во МГУ, 1987.– С. 121 - 132.
5. Беляев В.И., Кондуфорова Н.В. Математическое моделирование экологических систем шельфа.– К.: Наукова думка, Мор. гидрофиз. ин-т., 1990. – 240 с.
6. Бертман Д.Я., Мирошниченко В.Г., Шуйский Ю.Д., Шкарупо И.В. О гидрометеорологическом режиме побережья Черного моря между Одесским заливом и Днепро-Бугским лиманом // Сб. трудов ЧерноморНИИПроекта. – 1975. – № 4. – С. 152 - 156.
7. Биология океана: В 2 т. / АН СССР. Ин-т океанологии.– М.: Наука, 1977.– Т.2: Биологическая продуктивность океана.– 390 с.
8. Блатов А.С., Иванов В.А. Гидрология и гидродинамика шельфовой зоны Черного моря (на примере южного берега Крыма). – К.: Наукова думка, 1992. – С. 30 – 76.
9. Большаков В.С. Трансформация речных вод в Черном море.– К.: Наукова Думка, 1970.– 328 с.
10. Вавилин В.А. Нелинейные модели биологическоко очистки и процессов самоочищения в реках.– М.: Наука, Ин-т водных проблем, 1983.– 153 с.
11. Ведерников В.И. Вертикальные изменения потенциальной фотосинтетической активности морского фитопланктона // Экология морского фитопланктона.– М.:ИОАН СССР, 1981.– С. 117 - 125.
12. Ведерников В.И., Сергеева О.М., Конвалов Б.В. Экспериментальное изучение зависимости скорости роста и фотосинтеза фитопланктона Черного моря от условий минерального питания // Экосистемы пелагиали Черного моря.– М.: Наука, Ин-т океанологии., 1980. – С. 140 - 155.

13. *Веницианов Е.В., Кочарян А.Г.* Тяжелые металлы в природных водах/ Воды суши: проблемы и решения.– Москва, ИВП РАН, 1994.– С. 299 - 327.
14. *Виноградов К.А., Розенгурт М.Ш., Толмазин Д.М.* Атлас гидрологических характеристик северо-западной части Черного моря.– К.: Наукова Думка, 1966.
15. *Виноградов М.Е., Шушкина Э.А.* Функционирование планктонных сообществ эпипелагиали океана.– М: Наука, Ин-т океанол., 1987.– 240 с.
16. *Виноградов М.Е., Лебедева Л.П., Шушкина Э.А.* Элементы и экологические потоки в биологическом блоке моделей // Модели океанских процессов.– М.: Наука, ИОАН.– 1989.– С. 259 - 271.
17. *Виноградова Л.А.* Экспериментальное определение скорости гравитационного опускания морских планктонных водорослей // Океанология.– Т. XVII, Вып.4.– 1977. – С.694 - 699.
18. *Виноградова Л.А., Василева В.Н.* Многолетняя динамика и моделирование состояния экосистемы прибрежных вод северо-западной части Черного моря.– СПб: Гидрометеиздат, УкрНЦЭМ, Одесса, 1992.– 107 с.
19. *Вишневський В.І.* Річки і водойми України. Стан і використання.– К.: Віпол, 2000. – 376 с.
20. *Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И., Берлинский Н.А., Гончаров А.Ю.* Районирование Украинского сектора северо-западной части Черного моря (по гидрофизическим и гидрохимическим характеристикам) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: НАН Украины, МГИ.– 2000. – С. 9 - 24.
21. *Гидрометеорологические условия шельфовой зоны морей СССР:* Справочник. Т.4. Черное море. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 99 с.
22. *Гопченко Е. Д., Тучковенко Ю.С.* Сценарное моделирование водно-солевого режима Тузовских лиманов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь: НАН Украины, МГИ.– 2003.– Вып.10.– С. 243 - 255.
23. *Гопченко Е.Д., Тучковенко Ю.С.* Математическая модель эвтрофикации Придунайских озер // Гидробиологический журнал. – Киев: НАН Украины, Ин-т гидробиологии.– 2005.– Т. 41, № 1. – С. 92 - 105.
24. *Гутельмахер Б.Л., Ведерников В.И., Суханова И.Н.* Фотосинтетическая активность массовых видов фитопланктона Черного моря // Экосистемы пелагиали Черного моря.– М.: Наука, ИОАН, 1980.– С. 118 - 121.
25. *Гультяев А.* Визуальное моделирование в среде MATLAB.– СПб: Питер, Россия, 2000.– С. 8 - 87.
26. *Гусяков Н.Е., Теренько Г.В.* Сезонная динамика фитопланктона прибрежной зоны Одесского залива Черного моря (Украина) // Альгология.– 1999.– Т. 9, № 4.– С. 10 - 22.

27. Дебольский В.К., Зайдлер Р., Массель С. и др. Динамика русловых потоков и литодинамика прибрежной зоны моря.- М: Наука, Ин-т водных проблем РАН, 1994.- 303 с.
28. Демидов А.Н. Температура воды и соленость // Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР, том IV Черное море, Выпуск 1 Гидрометеорологические условия. – СПб.: Гидрометеиздат, 1991. – С. 373 - 397.
29. Денисова А.И., Нахишина Е.П., Новиков Б.И., Рябов А.К. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды.- К.: Наукова Думка, Ин-т гидробиологии АН УССР, 1987.- 164 с.
30. Днепровско - Бугская эстуарная экосистема / Жукинский В.Н., Журавлева Л.А., Иванов А.И. и др.- Киев: Наукова думка, 1989.- 240 с.
31. Добрынский В.А., Рогаль И.В. Применение методов математического моделирования к изучению круговорота фосфора в пресноводных экосистемах // Гидробиологический журнал.-1993.- Т. 29, № 5.- С. 73 - 87.
32. Добрынский В.А., Рогаль И.В. Математическое моделирование круговорота азота в пресноводных экосистемах // Гидробиологический журнал.- 1997.- Т.33, № 6.- С. 88 - 102.
33. Доценко С.А., Рясинцева Н.И., Савин П.Т., Саркисова С.А. Специфические черты гидрологического и гидрохимического режимов и уровень загрязнения прибрежной зоны моря в районе Одессы // Исследования шельфовой зоны Азово-Черноморского бассейна.- Севастополь: МГИ НАН Украины, 1995. – С. 31 - 43.
34. Доценко С.А. Сезонная изменчивость основных гидрологических параметров в Одесском регионе северо-западной части Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.- Севастополь, 2002.- Вып. 1(6).- С. 47- 57.
35. Доценко С.А. Мінливість основних гідрологічних характеристик Одеського регіону північно-західної частини Чорного моря: Автореферат дис. ...канд. геог. наук: 11.00.08 / Одеск. госуд. еколог. ун-т – Одеса, 2003. – 20 с.
36. Дятлов С.Е. , Патлатюк Е.Г., Никаноров В.А. и др. Качество дренажных, ливневых и сточных вод, сбрасываемых в море и Хаджибейский лиман // Екологічні проблеми Чорного моря.- Одеса: ОЦНТЕІ.- 2002.- С. 69 - 73.
37. Дятлов С.Е., Тучковенко Ю.С. Методы оценки роли донных отложений водоемов как источника вторичного загрязнения водной среды с помощью математического моделирования // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.- Севастополь: НАН Украины, МГИ, ОФ ИнБЮМ.- 2002.- Вып.1(6).- С. 180 - 187.

38. Железняк М.И. Математические модели миграции радионуклидов в каскаде водохранилищ / Системный анализ и методы математического моделирования в экологии.— К.: Наукова думка, 1990.— С. 48 - 58.
39. Иванов В.А., Любарцева С.П., Михайлова Э.Н., Шатино Н.Б. Сезонная изменчивость экологической системы северо-западного шельфа по результатам трехмерного численного моделирования экосистемы Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.— Севастополь: МГИ НАН Украины.— 2000.— С. 251 - 260.
40. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана.— Л.: Гидрометеиздат, 1989.— 528 С.
41. Имитационное моделирование системы “Водосбор – река – морской залив”.— Таллин: Ин-т экономики АН Эстонии, 1989.— С. 290 - 319.
42. Кобеленц-Мишке О.И. Фотосинтез морского фитопланктона и его энергетическая эффективность в связи с условиями освещения // Первичная и вторичная продукция морских организмов.— К.: Наукова Думка, ИОАН.— 1983.— С. 4 - 17.
43. Крылова А.Г., Козлов Ю.И., Коновалов С.Н. Лабораторная оценка влияния вод искусственного апвеллинга на планктон // Антропогенные воздействия на прибрежно-морские экосистемы. — М.: ВНИРО, 1986. — С. 79 – 84.
44. Кучай Л.А. Модель экосистемы пелагиали оз. Плещеево // Формирование и динамика полей гидрологических и гидрохимических характеристик во внутренних водоемах и их моделирование.— СПб: Гидрометеиздат.— Ин-т биологии внутренних вод, Труды.— Вып. 63 (66).— 1993.— С.73 - 92.
45. Лапшин В.Б., Овинова Н.В., Тучковенко Ю.С., Борисов Е.В. Гидролого – гидрохимический анализ водных масс в тропической Атлантике // Метеорология и гидрология.— Москва.— 1998.— № 6. — С. 33 - 37.
46. Лебедева Л.П. Модель пелагической экосистемы Черного моря // Современное состояние экосистемы Черного моря.— М.: Наука, ИОАН, 1987.— 240 с.
47. Лиманно-устьевые комплексы (ЛУК) Причерноморья: географические основы хозяйственного освоения.— Л.: Наука, 1988.— 304 с.
48. Леонов А.В. Математическое моделирование трансформации соединений фосфора в пресноводных экосистемах (на примере оз. Балатон).— М.: Наука, 1986.— 152 с.
49. Леонов А.В. Совместная биотрансформация соединений азота и фосфора // Моделирование водохозяйственных систем (эколого-экономические аспекты).— М.: ИВП РАН.— 1992. — С. 115 - 124.
50. Леонов А.В. Биотрансформация соединений органогенных элементов и качество природных вод: изучение с помощью математического

моделирования // Воды суши: Проблемы и решения.– М.: Ин-т водн. пробл. РАН, 1994.– С. 327 - 350.

51. *Лонин С.А.* Моделирование течений и распространения примеси в северо- западной части Черного моря / Одес. Отд. ГОИН.– Одесса, 1990.- 28 с.- Рус.-Деп. в ИЦ ВНИИГМИ - МЦД 09.07.90, № 1007 - ГМ 90.

52. *Лонин С.А., Тучковенко Ю.С.* Водообмен лимана Сасык и Черного моря // Водные ресурсы.– 1995.– Т. 22.– № 4. – С. 107 - 117.

53. *Лонин С.А., Тучковенко Ю.С.* К вопросу о разработке трехмерной модели эволюции нефтяного пятна в морской среде // Метеорология, климатология и гидрология. – 1995.– № 32. – С. 207 - 214.

54. *Лонин С.А., Тучковенко Ю.С.* Оценка влияния проектируемых перегрузочных комплексов на загрязнение Сухого лимана // Исследования шельфовой зоны Азово-Черноморского бассейна.– Севастополь: МГИ НАН Украины.– 1995.– С. 141 - 147.

55. *Лонин С.А., Рясинцева Н.И., Тучковенко Ю.С.* К вопросу размещения нефтеперевалочного комплекса в прибрежной зоне Черного моря в районе г.Одессы // Диагноз состояния среды прибрежных и шельфовых зон Черного моря.– Севастополь: МГИ НАН Украины.– 1996.– С. 162 - 171.

56. *Лонин С.А., Тучковенко Ю.С.* Модель качества вод экосистемы лимана Cienaga de Tesca // Метеорологія, кліматологія та гідрологія.– 1999.– № 39. – С. 274 - 290.

57. *Ляхин Ю.И.* О скорости обмена кислородом между океаном и атмосферой // Океанология.– 1980.– Т. 18, № 6. – С. 1014 - 1021.

58. *Марчук Г.И.* Математическое моделирование в проблеме окружающей среды.– М.: Наука, 1982.– 320 с.

59. *Математические модели контроля загрязнения воды /* Под. Ред. А. Джеймс.– М.: Мир, 1981.– 464 с.

60. *Мединец В.И., Грузов Л.Н., Ковалева Н.В., Колосов В.А., Чичкин В.Н.* Результаты исследования экосистемы Черного моря осенью 1990 г./ Исследование экосистемы Черного моря.– Одесса: УкрНЦЕМ, 1994.–С.4- 11.

61. *Мелешкин М.Т., Уемов А.И., Баширов Г.С.* и др. Экономико-экологические проблемы морской среды.–К.:Наукова думка, МГИ, 1982.–222 с.

62. *Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуарій в Україні (Проект) /* Романенко В.Д., Жукинський В.А., Оксіюк О.П., Яцик А.В., Чернявська А.П., Васенко О.Г., Верниченко Г.А. – К.: ЗАТ Віпол, 2001.– 42 с.

63. *Методические основы комплексного экологического мониторинга океана.*– М.: Гидрометеиздат, 1988. – 286 с.

64. *Мизандронцев И.Б.* Химические процессы в донных отложениях водоемов.– Новосибирск: Наука, Сибирск. отд. лимнолог. ин -та АН СССР, 1990.– 167 с.

65. *Модели океанских процессов* / Антонова Л.В., Бадалов А.Б., Баженова О.В. и др. / Под ред. М. Е. Виноградова, А.С. Моница, Д.Г. Сеидова. – М.: Наука, Ин-т океанологии АН СССР, 1989. – С. 252 - 309.
66. *Моделирование процессов переноса и трансформации вещества в море* / Под ред. Ю.Н. Сергеева. – Л.: Из-во Ленингр. ун-та, 1979. – 291 с.
67. *Моделирование процессов самоочищения вод шельфовой зоны моря* / Под ред. В.И. Заца, Г.А. Гольдберга. – Л.: Гидрометеиздат, Ин-т биол. юж. морей, 1991. – 227 с.
68. *Назаренко С.А., Штевнева А.И., Грель Е.В., Рябинин А.И.* Исследование самоочищающей способности морских вод от солярового масла и ДДТ // *Химико-океанологические исследования.* – М.: Наука. – 1977. – С. 200 - 205.
69. *Нестерова Д.А.* Развитие фитопланктона северо-западной части Черного моря в весенний, летний и осенний периоды // *Биология моря.* – Вып. 43. – 1977. – С. 17 - 23.
70. *Нестерова Д.А., Теренько Л.М.* Фитопланктон Одесского региона в современных условиях // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.* – Севастополь, 2000. – С. 383 - 390.
71. *Нестерова Д.А.* Итоги и перспективы исследования фитопланктона северо-западной части Черного моря // *Экология моря.* – Вып. 63 – 2003. – С.53 - 59.
72. *Носов В.Н., Артюхова В.И.* Моделирование антропогенного загрязнения экосистемы Каспийского моря // *Теоретическая экология.* – М.: Изд-во МГУ, 1987. – С. 42 - 48.
73. *Озмидов Р.В.* Диффузия примесей в океане. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 280 с.
74. *Оуэнс М.* Биогенные элементы, их источники и роль в речных системах // *Научные основы качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды сов. - амер. семинара.* – М.: Гидрометеиздат. – 1977. – С. 54 - 64.
75. *Павлова Е.В., Черепанов О.А.* Функционирование экосистемы / *Природные условия взморья реки Дунай и острова Змеиный: современное состояние экосистемы.* – Севастополь: Мор. гидрофиз. ин-т. – 1999. – С. 100 - 109.
76. *Парсонс Т.Р., Такахаши М., Харгрейв Б.* Биологическая океанография: Пер. с англ. – М.: Легкая и пищев. пром., 1982. – 432 с.
77. *Попов Ю.И., Орлова И.Г., Стунжас А.П., Украинский В.В.* Результаты исследования механизма образования гипоксии на северо-западном шельфе Черного моря с помощью безмембранного кислородного датчика // *Системы контроля окружающей среды: Докл. междунар. научно-технич. семинара. Ч. 2.* – Севастополь: МГИ НАНУ. – 2003. – С. 96 - 101.

78. *Правила охраны от загрязнения прибрежных вод морей.* – М.: Стройиздат, 1984.– 108 с.
79. *Практическая экология морских регионов. Черное море* / Альтман Э.Н., Безбородов А.А., Богатова Ю.И., Богуславский С.Г. и др. / Под ред. В.П. Кеонджяна, А.М. Кудина, Ю.В. Терехина – К.: Наукова думка, 1990. – С. 203 - 213.
80. *Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып. 3. Моделирование компонентов экосистемы* / Под ред. И.Н. Давидана, Р.В. Пяковского, О.П. Савчука.– Л.: Гидрометеиздат, ЛО ГОИН, 1987.– 255 с.
81. *Проблемы химического загрязнения вод Мирового океана. Т. 6. Изменение физико-химических свойств морских вод под влиянием загрязнения* / Под ред. Е.Ф. Шульгиной. –Л.: Гидрометеиздат, 1987.– 200 с.
82. *Процессы самоочищения морских вод от химических загрязнений* / Под ред. А.И. Симонова. – М.: Гидрометеиздат, Труды ГОИН.– 1983.– вып.167. – 152 с.
83. *Раймонт Д. Планктон и продуктивность океана: Пер с англ. в 2 т.- М.: Легкая и пищев. пром., 1983. – Т.1: Фитопланктон.– 567с.*
84. *Родзиллер И.Д. Прогноз качества воды водоемов – приемников сточных вод.– М.: Стройиздат, 1984.– 263 с.*
85. *Розенгурт М.Ш. Гидрология и перспективы реконструкции природных ресурсов одесских лиманов.– К.: Наукова думка, 1974.– 217 с.*
86. *Розробити математичну модель якості морського середовища Одеського регіону північно-західної частини Чорного моря: Звіт з НДР / Одес. філ. Ін-ту біол. півд. Морів НАН України; № ДР0203U008433.– Одеса, 2003 .– 106 с.*
87. *Розробка заходів щодо відновлення і підтримання сприятливих гідрологічного і гідрохімічного режимів в районі Тузловської групи лиманів: Звіт про НДР/ Одес. держ. екол. ун-т; № ДР 0103U006209.– Одеса, 2003.– 314 с.*
88. *Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений* / Под ред. А.В. Цыбань.– Л.: Гидрометеиздат, Гос. океаногр. ин-т, 1980. –190 с.
89. *Санитарные правила и нормы охраны прибрежных вод морей от загрязнения в местах водопользования населения: СанПиН № 4631-88. – М.: Минздрав., 1988. – 16 с.*
90. *Саноцкий И.В. Концепция пороговости реакции живых систем на внешние воздействия и ее следствия в проблеме противохимической защиты биосферы // Всесторонний анализ окружающей природной среды. Труды советско-американского симпозиума. – Л., 1975.– С.112 - 120.*
91. *Старушенко Л.И., Бушуев С.Г. Причерноморские лиманы Одешины и их рыбохозяйственное использование.– Оф ИнБЮМ, Одесса: Астропринт, 2001.– С. 32 - 43.*

92. Страшкраба М., Гнаук А. Пресноводные экосистемы. Математическое моделирование: Пер. с англ. – М.: Мир, 1989. – 376 с.
93. Теплинская Н.Г., Нестерова Д.А., Полищук Л.Н. К вопросу о современном состоянии планктонных сообществ Одесского залива и смежных акваторий северо-западной части Черного моря // Депон. рукопись № 1054. – В-95. – М.: ВИНТИ, 1995. – 68 с.
94. Толмазин Д.М. Сгонные явления в северо-западной части Черного моря // Океанология. – 1963. – Т. 3, Вып. 5. – С. 848 – 852.
95. Толмазин Д.М., Шнайрман В.А., Ациховская Ж.М. Проблемы динамики вод северо-западной части Черного моря. – К.: Наукова Думка, 1969. – 130 с.
96. Тучковенко Ю.С. Химико-биологический блок модели эвтрофикации бухты Картахена // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2000. – № 40. – С. 181 - 196.
97. Тучковенко Ю.С., Calero L.A. Математическая модель экосистемы лимана Cienaga Grande de Santa Marta // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2001. – № 43. – С. 156 - 170.
98. Тучковенко Ю.С. Трехмерная математическая модель эвтрофикации прибрежных морских акваторий // Экономическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: НАН Украины, МГИ, ОФ ИнБЮМ. – 2001. – Вып. 2. – С. 43 - 60.
99. Тучковенко Ю.С. Математическая модель для расчета ветровых течений в Одесском регионе северо-западной части Черного моря // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2002. – № 45. – С. 107 - 117.
100. Тучковенко Ю.С., Доценко С.А., Рубан И.Г. Сезонные особенности термохалинной циркуляции Одесского региона северо-западной части Черного моря // Екологічні проблеми Чорного моря: Зб. Матеріалів до 4-го Міжнар. Симпозіуму. – Одеса: ОЦНТЕІ, 2002. – С. 249 - 253.
101. Тучковенко Ю.С., Дятлов С.Е. Предложения по организации комплексного экологического мониторинга морской среды в Одесском регионе СЗЧМ // Екологічні проблеми Чорного моря: Зб. Матеріалів до 4-го Міжнар. Симпозіуму. – Одеса: ОЦНТЕІ. – 2002. – С. 244 - 248.
102. Тучковенко Ю.С., Доценко С.А., Никаноров В.А., Савин П.Т. Роль ветрового прибрежного апвеллинга в возникновении гипоксии в Одесском регионе северо-западной части Черного моря // Экология моря. – 2003. – Вып. 63. – С. 60 - 65.
103. Тучковенко Ю.С. Математическая модель формирования термохалинной структуры и циркуляции вод в лиманах, приустьевых и шельфовых областях северо-западной части Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: НАН Украины, МГИ. – 2003. – Вып. 9. – С. 138 - 153.

104. Тучковенко Ю.С., Сапко О.Ю. Оценка вклада антропогенных источников Одесского региона в загрязнение морской среды // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2003. – № 47. – С. 130 - 139.

105. Тучковенко Ю.С., Сапко О.Ю. Оценка вклада речного стока и совокупности антропогенных источников в загрязнение морской среды Одесского региона // Екологічні проблеми Чорного моря: Зб. Матеріалів до 5-го Міжнар. Симпозіуму. – Одеса: ОЦНТЕІ. – 2003. – С. 360 - 365.

106. Тучковенко Ю.С., Доценко С.А., Дятлов С.Е., Нестерова Д.А., Скрипник И.А., Кирсанова Е.В. Влияние гидрологических условий на изменчивость гидрохимических и гидробиологических характеристик вод Одесского региона северо - западной части Черного моря // Морской экологический журнал. – Севастополь: НАН Украины, МГИ. – 2004. – Т. 3, № 4. – С. 75 - 85.

107. Тучковенко Ю.С., Сапко О.Ю. Влияние ливневого стока на загрязнение прибрежной зоны г.Одессы // Екологічні проблеми Чорного моря: Зб. Матеріалів до 6-го Міжнар. Симпозіуму. – Одеса: ОЦНТЕІ. – 2004. – С. 446 - 450.

108. Унифицированные методы анализа вод СССР. – Л: Гидрометеиздат, Госкомгидромет, 1978. – 144 С.

109. Финенко З.З. Общие закономерности роста и фотосинтеза водорослей / Первичная и вторичная продукция морских организмов. – К.: Наукова Думка, Ин-т биол. юж. морей, 1983. – С. 35 - 45.

110. Флетчер К. Вычислительные методы в динамике жидкостей: В 2 т. – М.: Мир, 1991.

111. Шульгина Е.Ф., Куракова Л.В., Куфтаркова Е.А. Химизм вод шельфовой зоны моря при антропогенном воздействии. – К.: Наукова Думка, ИНБЮМ, 1978. – 122 с.

112. Юровский Ю.Г. Критерии оценки экологического состояния морских вод и донных осадков // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: МГИ НАН Украины. – 1999. – С. 298 - 306.

113. Юровский Ю.Г. Теоретические предпосылки в оценке экологического состояния прибрежной зоны морей // Глобальная система наблюдений Черного моря: Фундаментальные и прикладные аспекты. – Севастополь: МГИ НАН Украины. – 2000. – С. 92 - 96.

114. Экологическая физиология морских планктонных водорослей. Под ред. К.М. Хайлова. – Киев: Наукова Думка, Ин-т биол. юж. морей, 1971. – С. 168 - 189.

115. Экологическая оценка воздействия гидротехнического сотрудничества на водные объекты / Романенко В.Д., Оксиук О.П., Жукинский В.Н., Стольберг Ф.В., Лаврик В.И. – К.: Наукова Думка, Ин-т гидробиологии, 1990. – С. 216 - 229.

116. *Экологическое* нормирование и моделирование антропогенного воздействия на водные экосистемы. Вып. 1. – Л: Гидрометеиздат, Гидрохим. Ин-т, 1988.– 192 с.
117. *Экологическое* обоснование удаленных выпусков в море ливневых вод г.Одессы: Отчет о НИР / ОФ ИнБЮМ НАН Украины; шифр темы: 10/89. – Одесса, 1990. – 172 с.
118. *Ambrose, R.B., Wool, T.A., Martin, J.L.* The Water Quality Analysis Simulation Program, WASP5. Part A: Model documentation.-USA, Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia, 1993.– P.49 - 140.
119. *Bjorn Kjerfve.* Tides of the Caribbean Sea // Journal of geophysical research.– Vol.86, № C5.– 1981.– P. 4243 - 4247.
120. *Blumberg A.F.* A numerical investigation into the dynamics of estuarine circulation: Chesapeake Bay Institute Tech. Report 91 / Johns Hopkins University.– USA, 1975.– 110 p.
121. *Blumberg A.F.* The influence of density variations on estuarine tides and circulations // Estuarine and Coastal Marine Science.–1978.– № 6.– P. 209 - 215.
122. *Blumberg A.F., Mellor G.L.* Diagnostic and prognostic numerical circulation studies of the South Atlantic Bight // J.Geophys.Res.– 1983.– № 88.– P.4579 -4592.
123. *Bocana* estabilizada en la Ciénaga de la Virgen. Diagnostico ambiental de alternativas: Informe cientifico / Haskoning-Carinsa (Hollanda).– Cartagena, Colombia, 1996.– 125 p.
124. *Boris J.P. , Book D.L.* Flux-corrected transport: generalization of method // J. Comput. Phys.– 1975. – № 3.– P. 248 - 283.
125. *Bowie G.L., Mills W.B., Porcella D.B., Campbell C.L.* and otros. Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling / U.S. Environmental Protection Agency.- 2ed. EPA-600/3-85-040.- USA, Athens, GA, 1985.
126. *Calero L.A., Tuchkovenko Y.S., Lonin S.A.* Modelo numerico de calidad de aguas para la Cienaga Grande de Santa Marta // Ingenieria del agua.– Espana.– 2003.– Vol. 10, № 4. – P. 479 - 492.
127. *Castro L.A., Piermattey J., Torres J., Tuchkovenko Y.S., Velez M.T.* Cinetica de Procesos Quimicos en la Cienaga de Tesca // Boletin cientifico CIOH.– Colombia, Cartagena: Centro de investigaciones oceanograficas e hidrograficas.– 2002.– № 20. – P. 68 - 79.
128. *Cerco C.F., Cole T.* User's Guide to the CE - QUAL - ICM. Three - Dimensional Eutrophication Model.-U. S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station.1995.– 150 p.
129. *DHI.* User Guide and Reference Manual Water Quality Module, release 2.4 MIKE21.– Denmark, Danish Hydraulic Institute, 1994. – 14 p.
130. *El distrito* de Cartagena y aguas de Cartagena: Informe final / Hanzen and Sawyer, U. S. Army Corps of Engineers. – Cartagena, Colombia, 1998.– 324 p.

131. *Elliot J. A., Irish A. E., Reynolds C. S., Tett P.* Sensitivity analysis of PROTECH, a new approach in phytoplankton modelling // *Hydrobiologia*, № 414, 1999.– P. 45 - 51.
132. *Elliot J.A., Reynolds C.S., Irish T.E.* The diversity and succession of phytoplankton communities in disturbance – free environments, using the model PROTECH // *Arch. Hydrobiol.*, Vol 149, № 2, 2000. – P. 214 - 258.
133. *Estimacion de caudales y calidad de agua vertida a la Ciénaga de la Virgen desde alcantarillado de Cartagena: Informe tecnico / AGUACAR.* – Aguas de Cartagena.– Cartagena, Colombia, 1997.– P. 1 - 27.
134. *Fashman M. J. R., Ducklow H. W., McKelvie S. M.* A nitrogen-based model of plankton dynamics in the oceanic mixed layer // *Journal of Marine Research.*– 1990.– Vol.48, № 3.– P.591 - 637.
135. *Fu-Liu Xu, Sven Erik Jorgensen, Shu Tao, Ben-Gang Li* Modeling the effects of ecological engineering on ecosystem health of a shallow eutrophic Chinese lake (Lake Chao) // *Ecological modelling.*– 1999.– № 117.– P. 239 - 260.
136. *Hernandez C.A.J.* Producción primaria del fitoplankton en la ciénaga Grande de Santa Marta: Informe tecnico/ INVEMAR – Universidad Nacional de Bogota.– Colombia, Bogotá, 1988.– 176 p.
137. *Hernandez C.A.J., Marquez G.E.C.* Producción primaria en el ecosistema Ciénaga Grande de Santa Marta, laguna costera del Caribe Colombiano: Informe final/ INVEMAR-INDERENA-Universidad Nacional de Bogota.–Trianea (Act.Cient.Tecn.INDERENA), 4.– Colombia, Santa Marta, 1991.– P. 385 - 407.
138. *Hess K.W.* Assessment model for estuarine circulation and salinity: Technical Memorandum / NOAA; National Environmental Satellite, Data, and Information Service.– NESDIS AISC 3.– USA, 1985.– 39 p.
139. *Hess K.W.* MECCA Programs documentation: Technical Report / NOAA.– NESDIS 46.– Washington, D.C., 1989.– 97 p.
140. *Ingeneria de aguas residuales*, vol. 1-2. – Espana, Metcalf & Eddy Inc, 1995.– P. 1367 - 1368.
141. *Lonin S.A., Tuchkovenko Y.S.* Optimization of location of sources of industrial contamination in the sea (using the oil terminal in the Odessa region as an example) // *Preprints of Regional Black Sea Conference on Environment protection technologies for coastal areas.*– Bulgaria, Varna: Intern. Assoc. On Water Quality.– 1995.– P.31 - 39.
142. *Lonin S.A.* Cálculo de la transparencia del agua en la bahia de Cartagena // *Boletin científico CIOH.*– Colombia, Cartagena: Centro de investigaciones oceanograficas e hidrograficas.– 1997.– № 18. – P. 85 - 92.
143. *Lonin S.A., Tuchkovenko Y.S.* Modelacion matematica del regimen de oxigeno en la Bahia de Cartagena // *Avances en Recursos Hidraulicos.*– Colombia, Medellin: Universidad Nacional de Colombia.– 1998.– № 5.– P.1- 15.

144. *Lonin S.A., Tuchkovenko Y.S.* Water quality modelling for the ecosystem of the Ciénaga de Tesca coastal lagoon // Ecological modelling.– Published by Elsevier Science B. V. – 2001.– Vol. 144. – P. 279 - 293.
145. *Lyman W.J.* Adsorption coefficient for soil sediments.– Handbook of Chemical Property Estimation Methods, McGraw-Hill, Nueva York, 1982.– 154 p.
146. *Mancini J.J.* Numerical Estimation of Coliform Mortality Rates under Various Conditions // Journal of Water Pollution Control Federation.– 1978.– Vol.50 – P. 2477.
147. *Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la ciénaga Grande de Santa Marta: un enfoque de manejo integrado: Informe técnico № 2 / INVEMAR-CIOH.*– Colombia, Santa Marta, 2000.– 89 p.
148. *Munk W.H., Anderson E.R.* Notes on the theory of the thermocline // J. Mar. Res.– 1948.– № 7.– P. 276 - 295.
149. *Navas G.R.S.* Flujos de nitrógeno y fosforo en la interfase agua-sedimento en una laguna costera tropical (Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano): Informe tecnico / INVEMAR. – Colombia, Santa Marta, 1999.– 112 p.
150. *Parkinson C.L., Washington W.M.* A large-scale numerical model of sea ice // J. Geophys. Res.– 1979.– № 84.– P. 311 - 337.
151. *Plan de recuperación del complejo lagunar de la cienaga Grande de Santa Marta. Diseño obras hidráulicas: Informe final / DNP–CORPAMAG.*– Bogota. Colombia, 1993.– 478 p.
152. *Planificacion y Manejo de Bahias y Areas Costeras Fuertamente Contaminadas del Gran Caribe. Bahia de Cartagena. Estudios que identifican la condicion ambiental del ecosistema, grado de impacto sobre los componentes biologicos, potencial de la capacidad de recuperacion y acciones de rehabilitacion del sistema de la Bahia de Cartagena: Informe final / CIOH. – (GEF-UNOPS)/RLA/93/G41.*– Colombia, Cartagena, 1997.– 148 p.
153. *Restauracion ambiental de los ecosistemas de influencia del canal del Dique, description y caracterizacion biotica del area. Modelación numérica del canal del Dique, su sistema lagunar y las bahías de Cartagena y Barbacoas: Informe final / Universidad del Norte-CIOH – UN – 1999 - 0010.*– Colombia, Cartagena, 1999.– 187 p.
154. *Ruther J.H.* Photosynthesis in ocean as a function of light intensity // Limnol. Oceanogr.– 1956.– № 1.– P.61 - 70.
155. *Sarmiento J.L., Slater R.D., Fashman M.J.R. and other.* A seasonal three-dimensional ecosystem model of nitrogen cycling in the North Atlantic euphotic zone // Global biogeochemical cycles.– 1993.– Vol. 7, № 2.– P.417 - 450.
156. *Sheng Y.P.* Mathematical modeling of three-dimensional coastal currents and sediment dispersion: model development and application: Technical Report / U.

S. Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center.– USA, 1983.– 288 p.

157. *Sobey R.J.* Finite-difference schemes compared for wave-deformation characteristics in mathematical modeling of two-dimensional long-wave propagation: Technical Memorandum, 32 / U. S. Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center.– USA, 1970.– 29 p.

158. *Tag P.M., Murray F.W., Koenig L.R.* A comparison of several forms of eddy viscosity parametrization in a two-dimensional long-wave propagation: Technical Memorandum 32 / U.S. Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center.– USA, 1979.– 29 p.

159. *Tuchkovenko Y.S., Lonin S.A.* Un modelo de eutrofication de la Ciénaga de Tesca con algunas aplicaciones practicas // Avances en Recursos Hidraulicos.– Colombia, Medellin: Universidad Nacional de Colombia.– 1999.– № 6. – P.1 - 22.

160. *Tuchkovenko Y.S.* Diseño y implementacion del modelo matemático de calidad de agua de ecosistema de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia: Informe final/ CIOH – INVEMAR – CORPAMAR - U. Magdalena.- Proyecto: Aplicación de la Modelacion Numérica a la Solución de Problemas Ambientales en Lagunas Costeras del Caribe Colombiano. Ciénaga Grande de Santa Marta; UN-OJ-2000-0015. – Colombia. Cartagena, 2000.– 184 p.

161. *Tuchkovenko Y.S., Lonin S.A.* Modelacion ecologica de las bahias de Cartagena y Barbacoas bajo la influencia del canal del Dique // Avances en Recursos Hidraulicos.– Colombia, Medellin: Universidad Nacional de Colombia.– 2000.– № 7. – P. 76 - 95.

162. *Tuchkovenko Y.S., Castro L.A.* Modelo de Eutrofication para la Ciénaga de Tesca // Boletin cientifico CIOH.– Colombia, Cartagena: Centro de investigaciones oceanograficas e hidrograficas.– 2001.– № 19. – P. 38 - 57.

163. *Tuchkovenko Y.S., Lonin S.A., Calero L.A.* Alternativas de Solucion para el Problema de Eutrofication en la Ciénaga de Tesca // Boletin cientifico CIOH.– Colombia, Cartagena: Centro de investigaciones oceanograficas e hidrograficas.– 2001.– № 19. – P. 23 - 37.

164. *Tuchkovenko Y.S., Lonin S.A., Calero L.A.* Modelo de Eutrofication de la Bahia de Cartagena y su Aplicacion Practica // Boletin cientifico CIOH.– Colombia, Cartagena: Centro de investigaciones oceanograficas e hidrograficas.– 2002.– № 20. – P. 28 - 44.

165. *Tuchkovenko Y.S., Rondon S.R.* Estudio del Comportamiento de la Contaminacion Bacteriana en la Bahia de Cartagena // Boletin cientifico CIOH.– Colombia, Cartagena: Centro de investigaciones oceanograficas e hidrograficas.– 2002.– № 20. – P. 56 - 67.

166. *Tuchkovenko Y.S., Lonin S.A.* Mathematical Model of the Oxygen Regime of Cartagena Bay // Ecological modelling.- Published by Elsevier Science B.V. – 2003.– Vol. 165, Issue 1 – P. 91 - 106.

167. *Tufford D.L., McKellar H.N.* Spatial and temporal hydrodynamic and water quality modeling analysis of a large reservoir on the South Carolina (USA) coastal plain // *Ecological modelling.*– 1999.– № 114.– P. 137 - 173.

168. *Vinogradov M.E., Shushkina E.A.* Some development patterns of plankton communities in the upwelling areas of the Pacific Ocean // *Mar. Biol.* –1978.– Vol.48, № 4.– 1978.– P. 357 - 366.

169. *Wang D.P., Kravitz D.W.* A semi-implicit two-dimensional model of estuarine circulation // *J. Phys.Oceanog.*– 1980.– № 3.– P.441 - 454.

Приложение А
Батиметрические карты районов исследований

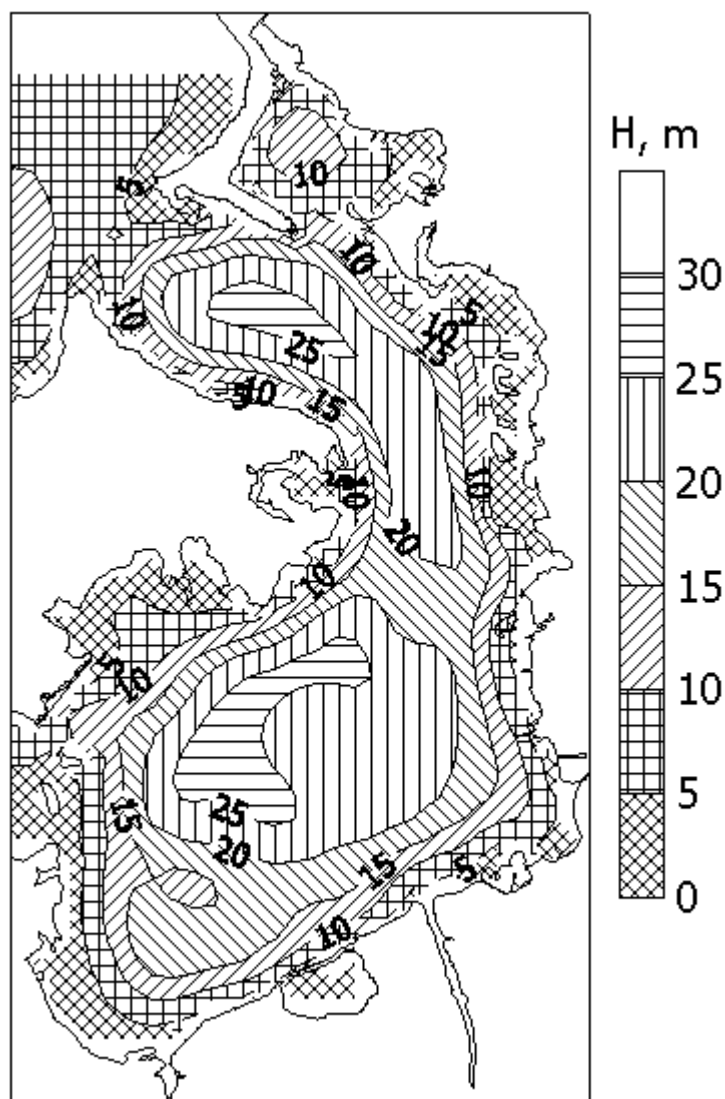


Рис. А.1 Бухта Картахена (глубины в м)

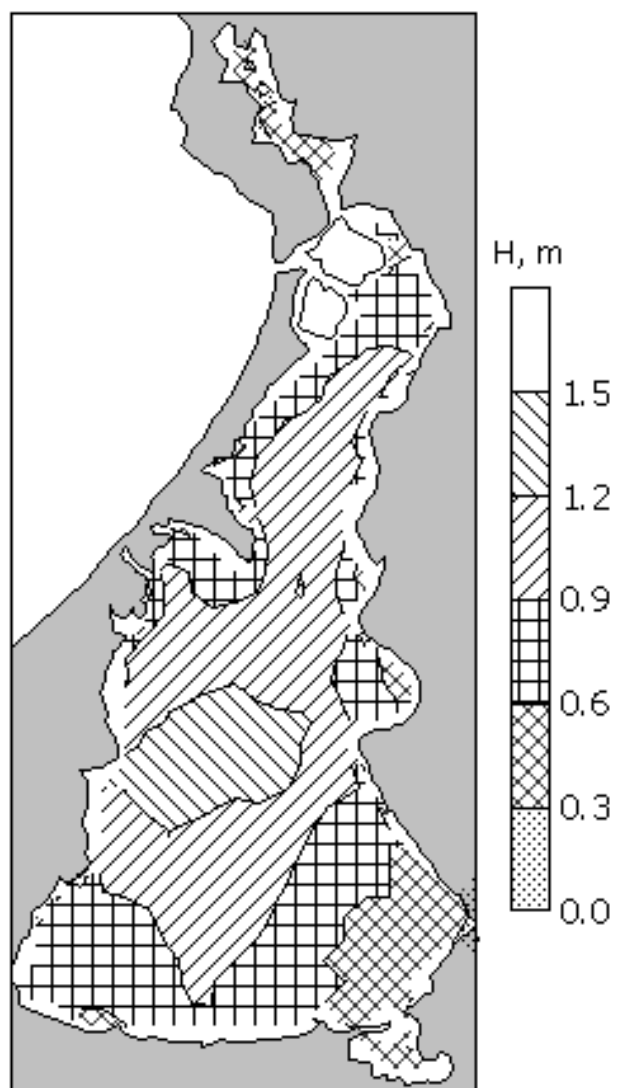


Рис. А.2 Лиман Cienaga de Tesca (глубины в м)

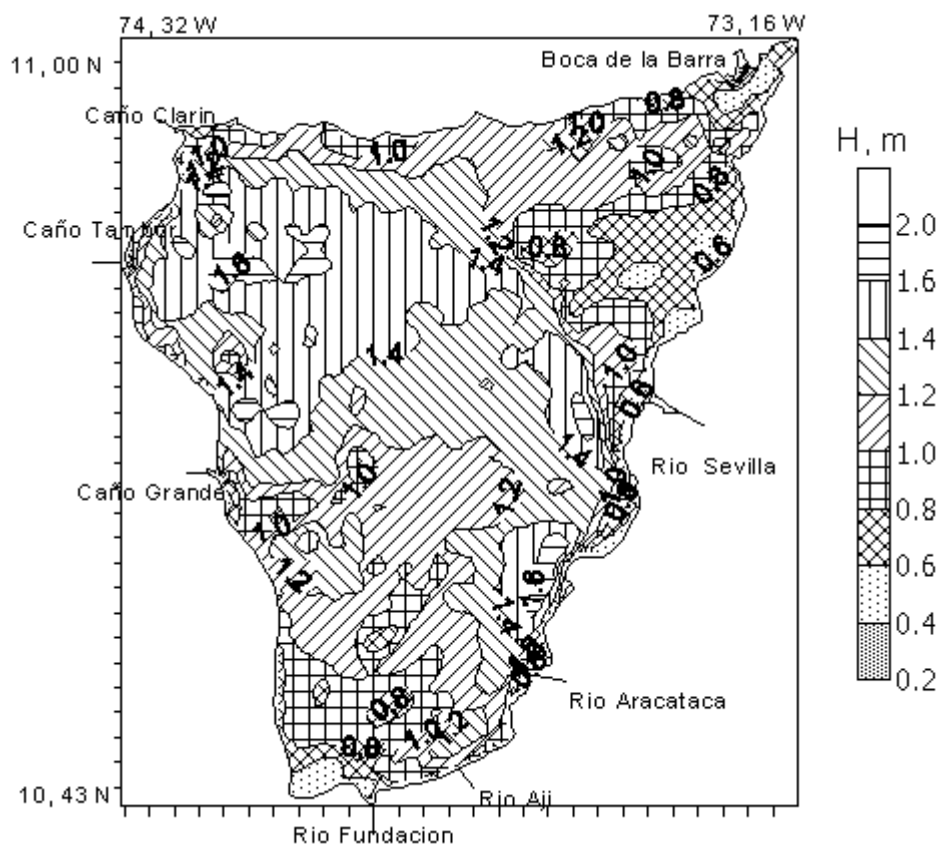


Рис. А.3 Лиман Ciénaga de Santa Marta (глубины в м)

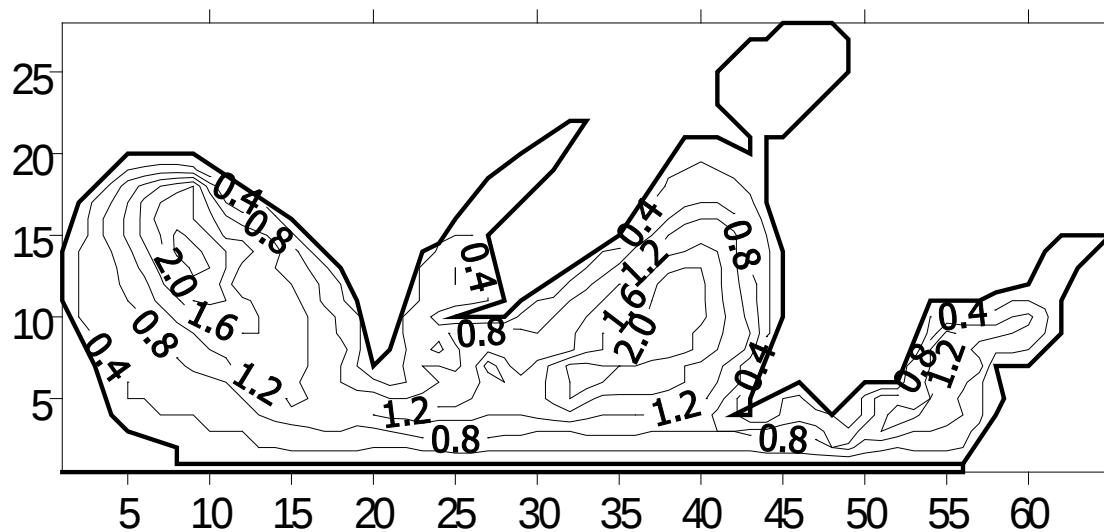


Рис. А.4 Тузловская группа лиманов по данным промеров в сентябре 2003г. (глубины в м). Пространственный шаг горизонтальной расчетной сетки $\Delta x = \Delta y = 500$ м

Приложение Б

Характеристика антропогенных источников загрязнения исследуемых морских акваторий

Таблица Б.1

Характеристика сбросных вод, поступающих в бухту Картахена от промышленных объектов (рис. 2.3)

№ источника	Расход, м ³ /сут	БПК ₅ , кг/сут	NH ₄ , кгN/сут	NO ₂ , кгN/сут	NO ₃ , кгN/сут	N _{орг} , кгN/сут	PO ₄ , кгP/сут	P _{общ} , кгP/сут
1	559.6	10.25	8.47	0.29	6.62	22.91	-	-
2	400.0	3171.0	225.0	-	1.74	349.40	34.11	73.36
3	800.0	98.4	7.09	0.01	0.0	36.08	3.80	5.84
4	20.0	0.114	0.01	0.01	0.01	0.052	-	0.019
5	55.0	20.30	-	-	-	0.59	-	0.24
6	87.4	102.0	-	-	-	-	-	-
7	2.8	0.01	-	-	-	-	-	-
8	984285.0	0.0	9.90	-	13.00	-	-	-
9	44.8	204.23	-	-	-	-	-	-
10	0.01	-	-	-	-	0.01	-	0.01
11	8.3	0.869	0.01	0.01	0.01	0.025	0.013	0.084
12	35.6	0.31	0.01	0.02	0.022	0.082	0.013	0.022
13	68.0	6.20	0.01	0.01	0.13	0.074	0.102	0.13
14	121089.0	1393.1	1483.5	-	-	1475.9	-	48.44
15	71.3	1.10	0.13	-	-	0.25	-	0.15
16	930.0	1.43	0.10	0.0	0.068	-	-	-
17	253200.0	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
18	17.3	0.02	-	-	-	-	-	-
19	6.5	0.02	-	-	-	-	-	-
20	404.8	130.34	83.46	0.01	0.01	-	-	-
21	52.6	13.15	2.31	-	-	-	-	-
22	755.1	564.05	-	-	-	14.80	-	0.54
23	19.2	10.21	0.039	0.01	0.01	0.47	-	0.02
24	33.2	0.09	0.06	-	-	0.07	0.01	0.19
25	565.9	11.45	0.07	-	-	3.04	-	5.60
26	172.8	-	0.10	-	-	4.30	-	-
27	57.7	60.31	0.30	-	-	0.37	0.39	0.50
28	54.0	29.35	-	-	-	0.59	-	0.17
29	316.0	213.93	0.32	0.03	0.02	-	-	-
Всего	1364112.	6042.2	1820.9	0.41	21.65	1909.0	38.45	135.33

Таблица Б.2

Характеристика хозяйственно-бытовых вод, поступающих в бухту
Картахена (рис. 2.3)

№ источника	Расход, м ³ /сут	БПК ₅ , кг/сут	NH ₄ , кгN/сут	NO ₂ , кгN/сут	PO ₄ , кгP/сут	Coliforms, кл/100 мл
01	40	13.25	0.54	0.001	0.37	125·10 ⁶
02	3500	1159.2	47.14	0.098	32.44	125·10 ⁶
03	300	99.36	4.04	0.008	2.78	125·10 ⁶
04	20	6.62	0.27	0.001	0.18	125·10 ⁶
05	200	66.24	2.69	0.006	1.85	125·10 ⁶
06	150	49.68	2.02	0.004	1.39	125·10 ⁶
07	40	13.25	0.54	0.001	0.37	125·10 ⁶
10	25	8.28	0.34	0.001	0.23	125·10 ⁶
11	150	49.68	2.02	0.004	1.39	125·10 ⁶
12	100	33.12	1.35	0.003	0.93	125·10 ⁶
13	25000	8280.0	336.75	0.70	231.75	98·10 ⁶
14	1000	331.2	13.47	0.028	9.27	98·10 ⁶
16	11000	3643.2	148.17	0.308	101.97	98·10 ⁶
17	2000	662.4	26.94	0.056	18.54	98·10 ⁶
18	2000	662.4	26.94	0.056	18.54	98·10 ⁶
Откр. каналы	15000	1129.5	110.85	0.420	17.4	98·10 ⁶
Всего	60525.0	16207.	724.1	1.70	439.4	

Таблица Б.3

Характеристика антропогенных источников загрязнения лимана Сиенага де Теска (см. рис. 2.7)

Номер источника	Характеристики источника						
	Расход, м ³ /сут		БПК ₅ , мг/л	РO ₄ , мгР/л	NH ₄ , мгN/л	NO, МгN/л	NO ₃ , мгN/л
	1997 г.	2025 г.					
1	15728	38209	313.4	9.27	10.7	0.027	12.4
2	6927	7048	358.6	9.27	10.4	0.027	12.4
3	4573	6478	405.3	9.27	10.8	0.027	13.0
4	18096	20081	223.0	9.27	1.56	0.027	12.4
5	1696	2868	223.0	9.27	1.56	0.027	12.4
6	2160	2160	366.6	9.27	10.4	0.027	12.4
7	3440	6581	313.4	9.27	10.4	0.027	12.4
8.1	6357	6357	311.9	9.27	18.5	0.027	11.8
8.2	1911	1911	311.9	9.27	18.5	0.027	11.8
8.3	1845	1845	311.9	9.27	18.5	0.027	11.8
8.4	860	860	311.9	9.27	18.5	0.027	11.8
8.5	1500	1500	311.9	9.27	18.5	0.027	11.8
8.6	1500	1500	311.9	9.27	18.5	0.027	11.8
8.7	1364	1364	311.9	9.27	18.5	0.027	11.8
9	2237	6581	311.9	9.27	18.5	0.027	11.8

Таблица Б.4

Качественный состав сбрасываемых через очистные сооружения городов Одесса, Ильичевск, Южный хозяйственно-бытовых и промышленных сточных вод

Ингредиент	г. Одесса, СБО «Северная»		г. Одесса, СБО «Южная»		г.Ильичевск и ИМТП		г.-п.Южный и ОПЗ	
	Конц., мг/л	Сброс в 2001г., т/год	Конц., мг/л	Сброс в 2001г., т/год	Конц., мг/л	Сброс в 2001г., т/год	Конц., мг/л	Сброс в 2001г., т/год
БПК _п	5.20	608.90	13.60	716.70	5.73	52.11	3.60	30.50
ХПК	57.90	6780.00	61.50	3241.00	21.20	192.79	19.00	160.99
Окис. KMnO ₄	5.10	597.20	9.91	521.70	8.50	77.30	8.80	74.56
NH ₄	1.50	136.00	3.09	169.00	2.18	19.82	1.90	16.10
NO ₂	0.14	12.80	0.20	11.00	0.32	2.89	0.14	1.21
NO ₃	6.04	51.00	5.98	376.00	3.79	34.47	78.40	664.28
PO ₄	3.04	356.00	4.52	238.00	1.990	17.28	7.90	66.94
Нефте-продукты	0.05	4.56	0.03	1.53	0.04	0.39	0.10	0.85

СОДЕРЖАНИЕ

Введение.....	3
Глава 1. Роль математического моделирования в решении задач управления качеством вод экосистем морского шельфа.....	7
1.1. Принципы построения комплексных моделей функционирования и динамики водных экосистем.....	11
1.2. Основные химико-биологические процессы, описываемые в моделях водных экосистем.....	18
1.3. Математические модели качества вод.....	23
1.4. Краткий обзор моделей функционирования водных экосистем и формирования качества их вод.....	27
Заключение к главе 1.....	32
Глава 2. Физико-географическое и экологическое описание исследуемых морских акваторий.....	35
2.1. Тропические морские водоемы колумбийского побережья Карибского моря.....	37
2.1.1. Морская тропическая глубокая бухта Картахена.....	38
2.1.2. Мелководная тропическая лагуна Сиенага де Теска.....	45
2.1.3. Мелководный тропический водоем эстуарного типа Сиенага Гранде де Санта Марта.....	49
2.2. Акватории северо-западной части Черного моря.....	54
2.2.1. Днепровско-Бугский и Одесский районы.....	54
2.2.2. Тузловские лиманы.....	74
Заклучение к главе 2.....	76
Глава 3. Гидродинамический блок модели качества вод шельфовых экосистем.....	79
3.1. Математическая структура трехмерной нестационарной гидродинамической модели формирования термохалинной структуры и циркуляции вод в шельфовых областях моря.....	81
3.1.1. Используемые параметризации процессов.....	88
3.1.2. Возможные упрощения полных уравнений гидродинамической модели.....	90
3.1.3. Граничные и начальные условия.....	92
3.1.4. Блок теплообмена с атмосферой.....	94
3.2. Блок переноса примеси.....	97
3.3. Особенности численной реализации уравнений модели.....	99
3.4. Результаты адаптации гидродинамической модели к условиям северо-западной части Черного моря.....	102

Заключение к главе 3.....	120
Глава 4. Математическая структура химико - биологического блока модели качества вод.....	122
4.1. Блок самоочищения вод от загрязняющих веществ антропогенного происхождения.....	124
4.2. Блок эвтрофикации и кислородного режима вод.....	129
4.2.1. Простейший блок эвтрофикации для мелководного тропического водоема, испытывающего мощную антропогенную нагрузку...	131
4.2.2. Блок эвтрофикации для морских акваторий умеренных широт, с разделением циклов азота и фосфора.....	138
4.2.3. Блок эвтрофикации для тропических шельфовых морских экосистем, с учетом бактериопланктона.....	147
4.2.4. Комплексный блок эвтрофикации для тропических морских водоемов, с учетом бактериопланктона и зоопланктона.....	152
Заключение к главе 4.....	156
Глава 5. Принципы и методы калибровки параметров блока эвтрофикации модели качества вод.....	160
5.1. Предварительная оценка параметров блока эвтрофикации (прекалибровка).....	167
5.2. Калибровка блока эвтрофикации модели качества вод для экосистем умеренных широт.....	174
5.3. Калибровка блоков эвтрофикации моделей качества вод для экосистем тропических широт.....	184
5.3.1. Калибровка модели для лагуны Сиенага де Теска.....	185
5.3.2. Калибровка модели для лимана Сиенага Гранде де Санта Марта..	196
5.3.3. Калибровка модели для бухты Картахена	203
Заключение к главе 5.....	210
Глава 6. Информационное обеспечение моделирования качества вод.....	213
6.1. Требования к организации экологического мониторинга морской среды с позиций математического моделирования.....	214
6.1.1. Гидрометеорологический мониторинг.....	215
6.1.2. Гидрохимический мониторинг.....	216
6.1.3. Гидробиологический мониторинг.....	225
6.2. Методические аспекты использования методов математического моделирования для оценки потоков загрязняющих веществ из донных отложений.....	230
Заключение к главе 6.....	239

Глава 7. Определение стратегии управления качеством вод исследуемых морских акваторий.....	241
7.1. Разработка рекомендаций по улучшению гидрологического и гидрохимического режимов Тузловской группы лиманов.....	242
7.2. Выбор района размещения источника загрязнения по критерию минимизации ущерба, наносимого морской экосистеме (на примере Одесского района СЗЧМ).....	251
7.3. Оценка роли береговых антропогенных источников загрязнения в формировании качества вод Одесского региона СЗЧМ.....	257
7.4. Оценка эффективности природоохранных инженерных мероприятий, направленных на улучшение качества вод лагуны Сиенага де Теска	273
7.5. Обоснование стратегии управления качеством вод лимана Сиенага Гранде де Санта - Марта.....	282
7.6. Оценка целесообразности и эффективности инженерных проектов, направленных на уменьшение поступления взвеси и улучшение кислородного режима вод бухты Картахена.....	287
Заключение к главе 7.....	301
Заклучение.....	303
Литература	308
Приложение А.....	322
Приложение Б.....	325