

УДК 574.5.081.001(261.245)

МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ТРАНСФОРМАЦИИ СОЕДИНЕНИЙ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ЭКОСИСТЕМЕ ВИСЛИНСКОГО ЗАЛИВА БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

К. А. Подгорный^{1*}, О. А. Дмитриева^{1,2}

¹ Атлантический филиал ФГБНУ «ВНИРО» (ул. Дмитрия Донского, 5, Калининград, Россия, 236022), *kapborok@mail.ru

² Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН (Нахимовский пр-т, 36, Москва, Россия, 117997)

Рассмотрена общая структура имитационной модели, наиболее важные принципы описания процессов биогидрохимической трансформации соединений биогенных элементов (C, N, P, Si) и динамики растворенного кислорода в экосистеме Вислинского залива (ВЗ) Балтийского моря. По материалам многолетних наблюдений выполнена параметрическая настройка модели, проведена проверка ее адекватности и чувствительности к изменению значений параметров, рассчитана и проанализирована внутригодовая динамика соединений биогенных элементов, компонентов планктонного и бентосного звеньев экосистемы залива, количественно оценены величины времени оборота, а также потоков (балансов) растворенных и взвешенных веществ между выделенными компонентами модели. Модельными расчетами установлено, что по всем переменным имитационной модели получено достаточно хорошее качественное и количественное соответствие результатов моделирования данным непосредственных наблюдений. Практическая реализация вычислительных процедур настройки модели показала, что предлагаемые алгоритмы поиска параметров для биогидрохимического блока имитационной модели позволяют успешно решать оптимизационную задачу даже в условиях недостаточного объема данных наблюдений и сравнительно высокой их дисперсии. Необходимо обратить внимание на имеющиеся статистически достоверные межгодовые отличия значений эмпирических параметров модели. Следует с большой осторожностью использовать одни и те же значения модельных параметров при проведении вычислительных экспериментов для разных лет наблюдений и разработке прогнозов развития экосистемы залива при изменении внешних условий. Приведена количественная оценка значений времени оборота для модельных компонентов экосистемы ВЗ. Показано, что в подавляющем числе случаев имеются достоверные межгодовые различия значений времени оборота модельных переменных. Расчеты балансов растворенных органических веществ, а также азота, фосфора и кремния в составе детрита позволили сделать важный вывод о существенной роли гетеротрофного бактериопланктона и простейших организмов в процессах трансформации соединений биогенных элементов в экосистеме залива.

Ключевые слова: экосистема; биогенные элементы; гетеротрофный бактериопланктон; фитопланктон; зоопланктон; бентос; детрит; трофическая цепь; математическое моделирование; экологическая имитационная модель

Для цитирования: Подгорный К. А., Дмитриева О. А. Математическое моделирование процессов трансформации соединений биогенных элементов в экосистеме Вислинского залива Балтийского моря // Труды Карельского научного центра РАН. 2022. № 6. С. 142–160. doi: 10.17076/lim1605

Финансирование. Исследования проведены в рамках государственного задания ФГБНУ «ВНИРО» № 076-00007-22-00 часть II, раздел 5 «Осуществление государственного мониторинга водных биологических ресурсов во внутренних водах, в территориальном море Российской Федерации, на континентальном шельфе Российской Федерации и в исключительной экономической зоне Российской Федерации, в Азовском и Каспийском морях» и государственного задания ИО РАН им. П. П. Ширшова № FMWE-2021-0007 «Морские и океанские экосистемы в условиях меняющегося климата и антропогенного воздействия: структура и биологическая продуктивность экосистемы Арктического бассейна и морей России, экосистемы и потенциальные биологические ресурсы открытого океана».

K. A. Podgorny^{1*}, O. A. Dmitrieva^{1,2}. MATHEMATICAL MODELING OF THE TRANSFORMATIONS OF NUTRIENT COMPOUNDS IN THE VISTULA LAGOON ECOSYSTEM, BALTIC SEA

¹ Atlantic Branch of the Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography “VNIRO” (5 Dm. Donskogo St., 236022 Kaliningrad, Russia), *kapborok@mail.ru

² Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences (34 Nakhimovsky Ave., 117997 Moscow, Russia)

The article describes the general structure of the simulation model, the most important principles for describing the processes of bio-hydrochemical transformation of nutrient (C, N, P, Si) compounds, and the dynamics of dissolved oxygen in the ecosystem of the Vistula Lagoon (VL), Baltic Sea. Based on the results of long-term observations, tuning of the model parameters was performed, its adequacy and sensitivity to changes in parameter values were checked, within-year variations of nutrient compounds, components of the planktic and benthic parts of the VL ecosystem, turnover periods, as well as fluxes (balances) of dissolved and suspended solids between the selected components of the model were calculated and analyzed. Model calculations showed fairly good qualitative and quantitative correspondence of the simulated results to observed data for all variables of the simulation model. Practical implementation of computational procedures for model tuning proves that with the proposed algorithms for finding the parameters for the bio-hydrochemical block of the simulation model the optimization problem can be solved effectively even where the amount of observed data is insufficient and their variance is rather high. Attention should be given to statistically significant among-year variations in the values of the empirical parameters of the model. One should be cautious using the same values of model parameters in running computational experiments for different years of observations and in predicting VL ecosystem development in response to changes in external conditions. We quantified turnover times for the model components of the VL ecosystem. In a vast majority of cases there existed significant among-year variations in the turnover times for the model variables. Calculations of the balances of dissolved organic substances, as well as detrital nitrogen, phosphorus, and silicon have led us to an important conclusion that heterotrophic bacterioplankton and protozoa play a significant role in the processes of nutrient compound transformation in the lagoon ecosystem.

Keywords: ecosystem; nutrients; heterotrophic bacterioplankton; phytoplankton; zooplankton; benthos; detritus; trophic chain; mathematical modeling; ecological simulation model

For citation: Podgorny K. A., Dmitrieva O. A. Mathematical modeling of the transformations of nutrient compounds in the Vistula Lagoon ecosystem, Baltic Sea. *Trudy Karelskogo nauchnogo tsentra RAN = Transactions of the Karelian Research Centre RAS*. 2022. No. 6. P. 142–160. doi: 10.17076/lim1605

Funding. The studies were carried out under state assignment to the Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography “VNIRO” Atlantic Branch of VNIRO

("AtlantNIRO") No. 076-00007-22-00 part II, section 5 "Implementation of state monitoring of aquatic biological resources in inland waters, in the territorial sea of the Russian Federation, on the continental shelf of the Russian Federation and in the exclusive economic zone of the Russian Federation, in the Azov and the Caspian Seas" and under state assignment to Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences No. FMWE-2021-0007 "Marine and ocean ecosystems in a changing climate and under anthropogenic impact: the structure and biological productivity of the ecosystem of the Arctic Basin and seas of Russia, mid-ocean ecosystems and potential biological resources".

Введение

Вислинский залив (ВЗ) расположен в юго-восточной части побережья Балтийского моря в глубине Гданьского залива (рис. 1). Он представляет собой узкую, вытянутую вдоль берега лагуну. Площадь водного зеркала залива составляет 838 км², из которых 473 км²

(~56 %) относится к российской части акватории [Гидрометеорологический..., 1971; Transboundary..., 2008]. Объем его котловины – около 2,3 км³, максимальная глубина – 5,2 м, средняя – 2,7 м. От Гданьского залива Балтийского моря залив отделяется песчаной косой и соединяется с ним узким проливом (шириной 400 м и глубиной 8–12 м).

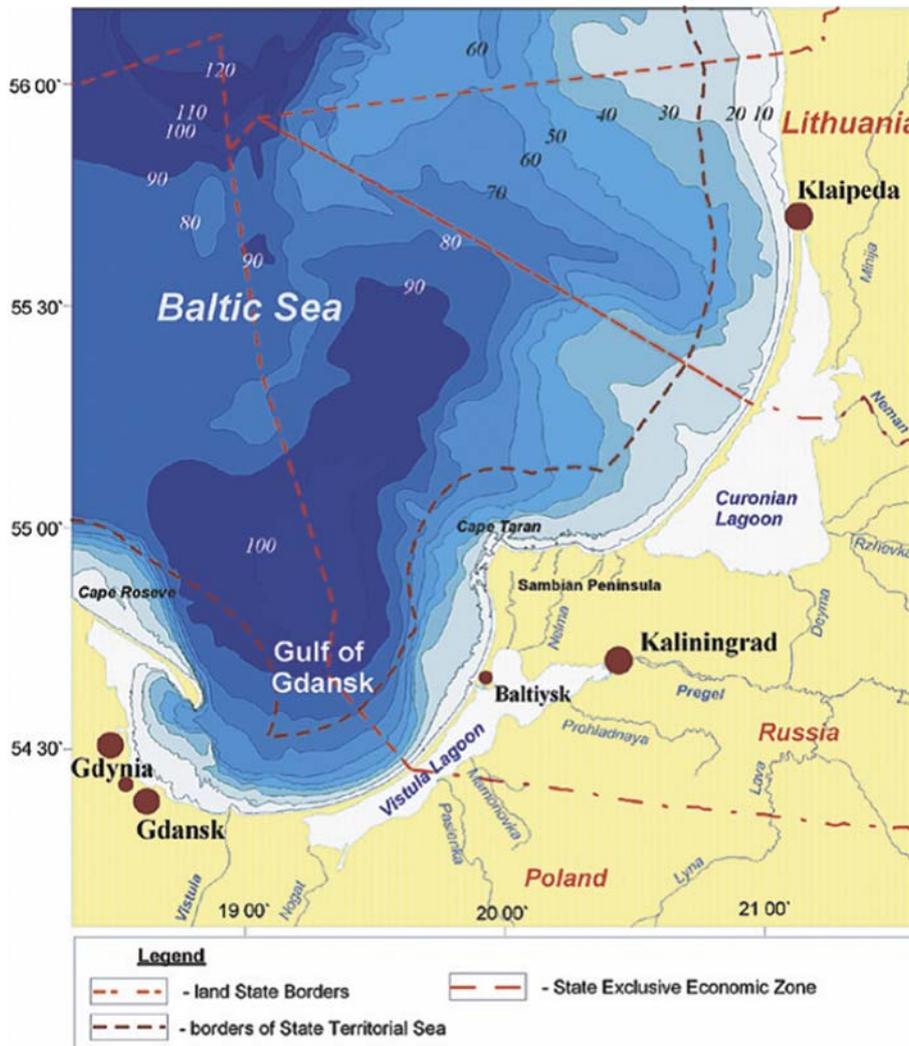


Рис. 1. Географическое положение Вислинского залива [Transboundary..., 2008]
 Fig. 1. Geographical location of the Vistula lagoon [Transboundary..., 2008]

Гидрологический режим ВЗ определяется метеорологическими условиями, водообменом с Балтийским морем, незначительным поступлением речных вод и его мелководностью [Гидрометеорологический..., 1971]. По геоморфологическим и гидрологическим признакам ВЗ можно отнести к лагунным экосистемам «полуоткрытого» типа. Такое его соотношение обусловлено интенсивным притоком морских вод на фоне слабого речного стока и фронтальным положением морского пролива относительно преобладающих ветров западных направлений.

На формирование температурного режима вод ВЗ оказывают влияние в основном климатические условия района. Прогрев воды начинается уже ранней весной. Существенное повышение температуры воды происходит в марте. Максимальный прогрев отмечается в июле (до 23 °С). В ноябре температура воды понижается до 1–3 °С. Для залива в целом характерна гомотермия, которая обусловлена мелководностью залива и достаточно активным и интенсивным процессом ветрового перемешивания.

Прозрачность воды ВЗ вследствие небольших его глубин, частых волнений, взмучивающих донные осадки, и высокого содержания органической и неорганической взвеси довольно небольшая [Гидрометеорологический..., 1971; Чечко, 2002; Александров, 2010]. Изменчивость прозрачности зависит от степени волнения, особенностей распределения речной и морской воды, характера течений и степени развития фитопланктона [Чечко, 2002; Chubarenko et al., 2002].

Ежегодно в ВЗ поступают большие объемы различных форм азота и фосфора [Александров, 2010]. Залив является аккумулятором, своеобразной «ловушкой» осадочного вещества, в том числе и загрязняющих веществ.

ВЗ можно классифицировать как опресненный морской водоем. Среднемноголетняя соленость в заливе – 3,7 ‰. Она может колебаться в достаточно широких пределах [Александров, 2010]. Ее пространственно-временная динамика зависит от направления и силы ветра. При устойчивых ветрах западного и северного направления резко возрастает заток морских вод, что обуславливает повышение солености в центральной части залива до 6–8 ‰ [Гидрометеорологический..., 1971; Transboundary..., 2008].

ВЗ имеет большое рыбохозяйственное значение. Он играет важную роль в воспроизводстве запасов целого ряда промысловых видов рыб [Кейда, 2004]. Трансграничное положение залива диктует необходимость выстраивания

паритетных отношений между Россией и Польшей в вопросах изучения и рационального использования водных биологических ресурсов залива, а также сохранения и улучшения его экологического состояния [Chubarenko, Margoński, 2008; Transboundary..., 2008; Witek et al., 2010]. Совместное проведение мониторинговых и количественных комплексных исследований фундаментальных экологических проблем функционирования экосистемы залива позволяет выйти на качественно новый уровень понимания его естественного состояния и реакции на изменения природных факторов и антропогенные воздействия. Наиболее сложные задачи связаны с изучением процессов биогидрохимической трансформации веществ в заливе, последствий загрязнения и механизмов самоочищения водной среды. Поэтому их решение с помощью методологии системного анализа и математического моделирования представляется особенно актуальным и назревшим для изучения.

К настоящему времени для ВЗ имеется только зарубежный опыт разработки и применения пространственно неоднородной имитационной модели для оценки качества водной среды [Delft..., 2005; Witek et al., 2010]. Однако всесторонняя проверка работоспособности модели Delft 3D WAQ, которая была выполнена в работе [Witek et al., 2010] для периода 1998–2000 гг., выявила ряд существенных недостатков этой модели.

Основным минусом можно назвать выбор упрощенной структуры модели и вследствие этого – недостаточно полное и адекватное описание многих важных механизмов процессов биогидрохимической трансформации тех соединений биогенных элементов, которые в этой модели рассматривали в качестве модельных переменных. Кроме того, имелся ряд принципиальных и трудноустраняемых сложностей. Они были связаны с подготовкой исходных данных наблюдений [Подгорный, 2018].

При разработке математической модели экосистемы ВЗ, формировании ее структуры и параметризации процессов необходимо принять во внимание следующие общие особенности всех имеющихся в настоящее время исходных данных [Подгорный, 2018]: 1) существует достаточно высокий (в среднем 10–30 %, а в ряде случаев и до 60–80 %) статистический разброс данных относительно их средних значений [Witek et al., 2010]; 2) проведение предварительного нелинейного корреляционного анализа показало, что для различных выявленных и статистически значимых взаимосвязей гидрохимических и гидробиологических ком-

понентов водной экосистемы ВЗ имеет место высокая их временная изменчивость (как внутри-, так и межгодовая). При этом могут различаться не только математическая форма корреляционных зависимостей, но также и сила связи; 3) ряд важных для построения модели параметров и данных наблюдений либо отсутствует совсем, либо был получен в результате эпизодических измерений; 4) некоторые данные получены с нарушением принципа синхронности проведения наблюдений (особенно это относится к данным по рекам) [Witek et al., 2010]; 5) ряд данных необходимо привлекать из литературных источников; 6) из-за имеющихся пропусков в данных (как по времени, так и по пространству) необходимо проводить соответствующие процедуры интерполяции и/или экстраполяции, для того чтобы получить соответствующие значения данных в нужной точке пространства на необходимый момент времени; 7) существует ряд показателей, которые могут быть получены не в результате их прямых измерений, а путем пересчета (с той или иной степенью погрешности) из других измеренных в водной среде величин.

Основная цель данной работы состоит в том, чтобы разработать принципиально иной, отличный от имеющейся модели Delft 3D WAQ вариант структуры пространственно неоднородной имитационной математической модели для последующего модельного исследования процессов биогидротрансформации форм углерода, азота, фосфора, кремния и динамики растворенного кислорода в воде ВЗ, а также в деятельном слое донных отложений (ДО). При разработке имитационной модели ВЗ как открытой водной системы реализовано принципиальное положение о том, что необходимо совместное моделирование динамики компонентов биологической системы и среды ее функционирования [Подгорный, 2003, 2018]. Оно может быть реализовано на основе синтеза имеющихся гидробиологических, гидрохимических и гидрофизических знаний о наиболее важных процессах, которые протекают в экосистеме залива.

Материалы и методы

Описание принципов построения и основных структурных блоков имитационной модели Вислинского залива

Вопросы методики, которые касаются разработки структуры математической модели ВЗ, формирования базы данных гидрохимических и гидробиологических наблюдений, под-

готовки входных данных по гидрологическому и гидрометеорологическому режимам залива подробно рассмотрены ранее [Подгорный, 2018]. Формирование структуры имитационной модели выполнено по материалам многолетних исследований экосистемы ВЗ, которые представлены в ряде публикаций [Гидрометеорологический..., 1971; Ежова и др., 2004; Науменко, 2007; Александров, 2010; Chubarenko, Margoński, 2008; Witek et al., 2010]. Настройка модели и последующие модельные расчеты осуществлены для периода 1998–2000 гг. по данным, которые представлены в работе [Witek et al., 2010]. Для подготовки файлов входных данных использована процедура сплайн-интерполяции [Подгорный, 2000, 2018]. Поскольку в исходных данных имеет место существенный их статистический разброс, то при выполнении интерполяции дополнительно использованы еще и алгоритмы моделирования нормально распределенных случайных величин [Брандт, 2003]. Применение процедур статистического моделирования позволило создать стохастические ансамбли входных данных и тем самым учесть наблюдающуюся их природную изменчивость.

Имитационная модель экосистемы ВЗ включает в себя несколько базовых блоков [Подгорный, 2018]. Основным структурным компонентом всей модели является ее биогидрохимический блок. Он позволяет количественно исследовать механизмы процессов биогидрохимической трансформации соединений углерода, азота, фосфора, кремния и динамики растворенного кислорода в экосистеме залива в результате взаимодействия компонентов экосистемы при совместном воздействии природных и антропогенных факторов. Процессы трансформации биогенных веществ описаны совместно для разных сред – как для водной среды, так и для верхнего (деятельного) слоя донных отложений (ДО). Биогидрохимический блок состоит из двух частей: «Планктонного блока» и блока «Бентос».

Разработка структуры бентосного блока имитационной модели ВЗ выполнена на основе тех же самых методологических принципов и подходов, которые были использованы и при построении планктонного блока модели. Это придает всей структуре модели внутреннее логическое единство и функциональное единообразие в описании биогидрохимических процессов. При выполнении модельных расчетов планктонный и бентосный блоки модели используются одновременно. Объединение двух этих блоков в единый биологический блок происходит через соответствующие потоки

вещества, которые определяют скорости изменения тех или иных компонентов модели в результате процессов их биогидрохимической трансформации.

Рассмотрение взаимосвязанной и взаимозависимой совокупности процессов, которые количественно формализованы в планктонном и бентосном блоках имитационной модели, чрезвычайно важно. Интегрированное рассмотрение процессов на разных трофических уровнях позволяет дать более полную и всестороннюю количественную оценку своеобразия условий и особенностей формирования сырьевой базы питания рыб и уровня биологической продуктивности акватории ВЗ.

В зависимости от целей модельного исследования и решаемых при этом задач биогидрохимический блок имитационной модели можно использовать в нескольких вариантах. Пространственно однородный вариант («точечная» модель) – более простой в использовании. Его можно применять, например, в процедурах настройки (подбора значений эмпирических параметров) модели, для решения некоторых задач прогноза, расчета интегральных показателей качества водной среды и оценки кормовой базы рыб. С помощью пространственно неоднородного варианта модели (пространственно распределенной модели) можно детально изучать специфику развития биогидрохимических процессов в разных частях акватории ВЗ, механизмов формирования пространственно неоднородного распределения гидрохимических и биотических компонентов его экосистемы.

Во вспомогательных блоках модели производится задание значений эмпирических параметров модели; импортирование необходимых метеорологических, гидрологических, гидрохимических данных (скорость и направление ветра, температура и соленость воды, интенсивность солнечной радиации на водной поверхности, внешняя биогенная нагрузка, речной сток, водообмен с Гданьским заливом Балтийского моря), данных натуральных наблюдений и начальных данных; расчет времени оборота и потоков растворенных и взвешенных веществ между выделенными компонентами модели; осуществляется графическое представление результатов моделирования; производится экспортирование результатов расчетов в таблицы Excel. Имеется также важный вспомогательный блок, который позволяет в автоматическом режиме осуществить процедуры настройки (калибровки) модели, то есть выполнить подбор ряда эмпирических параметров имитацион-

ной модели по имеющимся рядам данных непосредственных наблюдений [Подгорный, 2003; Podgorny, Leonov, 2015].

В имитационной модели изучается внутригодовая динамика циклов сразу нескольких биогенных элементов. Поэтому в ней биомассы планктонных и бентосных организмов одновременно выражены в нескольких единицах [Подгорный, 2018]: гетеротрофный бактериопланктон – в единицах С, N, P, Si; простейшие, диатомовые водоросли, мирный зоопланктон, хирономиды, олигохеты, полихеты, моллюски, мизиды – в единицах N, P, Si; синезеленые и зеленые водоросли, мирный зоопланктон, макрофиты – в единицах N, P. В планктонном блоке имитационной модели рассматриваются 45 переменных состояния. Из них 35 переменных относятся к водной среде и 10 – к донным отложениям. В блоке «Бентос» модели экосистемы ВЗ рассматриваются 15 переменных состояния. При разработке структуры биогидрохимического блока имитационной модели и каждой из его частей использованы результаты многолетних натуральных гидрохимических и гидробиологических исследований как российской, так и польской частей залива [Witek et al., 2010]. Предложенный в модели химико-кинетический аппарат позволяет изучать сложные биохимические, химические и физико-химические процессы и осуществлять математическое моделирование биогидротрансформации биогенных веществ в их взаимосвязи, системно.

В имитационной модели адекватная математическая формализация и системное описание взаимосвязанных биогидрохимических процессов позволяют количественно изучать циклы соединений важнейших биогенных элементов – углерода, азота, фосфора, кремния, а также динамику растворенного в воде кислорода. Это дает возможность исследовать механизмы сопряжения различных циклов при анализе закономерностей взаимосвязанной динамики биомасс гидробионтов, величин их продукции, метаболических выделений, скоростей отмирания и концентраций биогенных веществ в водной среде [Подгорный, 2018]. Таким образом, модель фактически воспроизводит переходные процессы и позволяет описывать реакцию водной экосистемы на изменение условий среды обитания и/или хотя бы одного из учитываемых в модели факторов (изменение температуры и солености воды, водного режима, освещенности водной поверхности, биогенной нагрузки, гидродинамического воздействия, оседания взвесей, ресуспензии, биотурбации верхнего слоя ДО).

В данной работе использован только пространственно однородный вариант модели. Для каждого из трех лет (1998, 1999 и 2000 гг.) все модельные расчеты проводили для периода с 1 января по 31 декабря с шагом по времени равным 0,1 сут. Начальные значения переменных планктонного и бентосного блоков имитационной модели при проведении процедур оптимизации (поиска параметров) задавали двумя способами. В том случае, когда имелась информация о данных непосредственных наблюдений (среднегодовые данные или данные на конкретный год выполнения калибровочных расчетов),

брали данные наблюдений. Если же по какому-то модельным переменным данные наблюдений отсутствовали, их считали оцениваемыми параметрами. В этом случае по этим переменным начальные значения и диапазон изменения задавали путем экспертных оценок, а для поиска их уточненных значений, как и для других эмпирических параметров модели, использовали процедуры оптимизации (калибровки).

В качестве показателя адекватности модели использован критерий Тейла [Theil, 1971], значение которого зависит от некоторого множества \vec{p} параметров модели:

$$f(\vec{p}) = \sqrt{\sum_{i=1}^{N_{obs}} (C_{n_{obs}} - C_{n_{sim}})_i^2} / \left(\sqrt{\sum_{i=1}^{N_{obs}} C_{n_{obs}}^2} + \sqrt{\sum_{i=1}^{N_{obs}} C_{n_{sim}}^2} \right), n = \overline{1, N},$$

где $C_{n_{obs}}$ – наблюдаемые значения переменной (концентраций веществ или биомасс биотических компонентов экосистемы); $C_{n_{sim}}$ – рассчитанные значения переменной, полученные в результате моделирования; N_{obs} – количество измерений экспериментальных данных; N – количество тех переменных модели, для которых имеются данные наблюдений. Значения целевой функции $f(\vec{p})$ могут меняться от нуля до единицы. При полном совпадении модельных и наблюдаемых значений $f(\vec{p}) = 0$, при полном несовпадении – единице. В том случае, если необходимо минимизировать отклонения модельных значений от наблюдаемых по многим переменным (а именно это и имеет место при выполнении процедур поиска наилучших параметров модели), то желательно использовать взвешенное среднее по N переменным значение этого критерия с весовыми коэффициентами w_j :

$$\langle f(\vec{p}) \rangle = \sum_{j=1}^N (w_j \times f_j(\vec{p})).$$

Весовые коэффициенты определяются при этом по формуле:

$$w_j = f_j(\vec{p}) / \sum_{i=1}^N f_i(\vec{p}), j = \overline{1, N}.$$

Автоматический подбор параметров биогидрохимического блока имитационной модели формализован в виде двухэтапного алгоритма прямого поиска [Подгорный, 2003; Podgornyi, Leonov, 2015]. На первом этапе применяется алгоритм случайного поиска, который проводится в пределах всего пространства параметров (глобально). Его задача состоит в отыскании возможной области существования глобально-

го минимума целевой функции в заданном параметрическом пространстве. На втором этапе выполняется локальный поиск. Для этого использован модифицированный симплексный метод Нелдера – Мида [Nelder, Mead, 1965]. Локальный поиск уточняет положение минимума целевой функции, найденное на первом этапе работы алгоритма.

Для каждого модельного года (1998, 1999 и 2000 гг.) проводили по 25 вычислительных экспериментов по подбору параметров. Наилучшим в каждой серии из 25 вычислительных экспериментов считали тот набор оцениваемых параметров, для которого величина $\langle f(\vec{p}) \rangle$ была наименьшей. Всего оценивали 330 эмпирических параметров модели.

Исследование чувствительности модели к изменению значений тех или иных параметров проводили следующим образом. Для каждого модельного года по результатам 25 вычислительных экспериментов по подбору параметров для каждого суток модельного времени рассчитывали коэффициент вариации по всем переменным модели. Затем по каждой переменной вычисляли средний коэффициент вариации $(\overline{CV})_i, i = \overline{1, N}$ за весь модельный период и полученные величины суммировали, то есть рассчитывали величину $(\overline{CV})_{\Sigma} = \sum_{i=1}^N (\overline{CV})_i$.

По результатам 25 экспериментов для каждого из 330 оцениваемых нами параметров рассчитывали коэффициент вариации $(CV_p)_j, j = \overline{1, 330}$, который характеризовал степень его изменчивости. Мерой чувствительности модели к изменению каждого из модельных параметров (в относительных единицах) являлось отношение $(\overline{CV})_{\Sigma} / (CV_p)_j, j = \overline{1, 330}$.

Результаты и обсуждение

Оценка соответствия модели данным непосредственных наблюдений

Модельные расчеты показали, что в основном по всем переменным имитационной модели ВЗ получено достаточно хорошее соответствие результатов моделирования данным непосредственных наблюдений. Средние значения критерия Тейла для модельных переменных обычно были менее 0,2 и только в отдельных случаях находились в пределах 0,25–0,31. Это позволяет сделать вывод о том, что основные процессы трансформации соединений углерода, азота, фосфора и кремния, а также динамики растворенного в воде кислорода воспроизводятся имитационной моделью вполне корректно. Минимальные значения осредненного по отдельным переменным модели критерия Тейла для периода 1998–2000 гг. менялись от 0,163 до 0,182, максимальные – от 0,173 до 0,19, а средние – от 0,168 до 0,185. Степень изменчивости осредненных значений критерия невелика. Коэффициенты вариации для них менялись от 1,08 до 1,6 %.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что предлагаемые алгоритмы поиска параметров для биогидрохимического блока имитационной модели позволили в целом успешно решить оптимизационную задачу даже в условиях недостаточного объема данных наблюдений и сравнительно высокой их дисперсии. Сложность решаемой задачи была обусловлена несколькими причинами: наличием большого числа эмпирических параметров; существенной нелинейностью системы уравнений математической модели; сложностью выбора и расчета целевой функции, для которой особенности ее топологической структуры заранее неизвестны; необходимостью обеспечить выполнение значительного числа ограничений в виде неравенств; привлечением данных наблюдений разного качества и разного временного разрешения. Тем не менее предлагаемые алгоритмы оптимизации доказали свою эффективность, надежность и обеспечили сходимость получаемых результатов.

По результатам проведения однофакторного дисперсионного анализа было установлено, что в 15 % от всего исследованного набора эмпирических параметров имитационной модели экосистемы ВЗ межгодовые различия значений параметров статистически достоверны. Поэтому следует с большой осторожностью использовать одни и те же значения модельных параметров при проведении вычислительных экспериментов для разных лет.

Оценка чувствительности имитационной модели ВЗ к изменению значений модельных параметров

Расчеты коэффициентов чувствительности показали, что наиболее высокая чувствительность модели к изменению значений параметров в разные годы связана с одними и теми же группами модельных параметров. К ним относятся коэффициенты смертности бентосных организмов; скорости обменных процессов на границе вода-ДО; коэффициенты функций температурной коррекции скоростей процессов; скорости седиментации взвесей и ресуспензии верхнего слоя ДО.

Таким образом, можно указать на ведущие группы параметров, которые во многом определяют качество настройки модели. Именно на эти коэффициенты, на их правильную количественную оценку следует обращать особое, первостепенное внимание. Есть основания полагать, что группы ведущих параметров, которые наиболее сильно влияют на чувствительность модели, во многом зависят от структуры модели. Кроме того, параметрическая чувствительность модели может быть обусловлена межгодовыми изменениями условий функционирования экосистемы и последующими за этим перестройками ее структуры, перераспределениями потоков и времени оборота веществ внутри экосистемы. Рассмотрение этих непростых методических вопросов требует дополнительных исследований.

*Внутригодовая динамика содержания хлорофилла *a* в водной среде*

Внутригодовая динамика содержания хлорофилла *a* в водной среде по данным моделирования и многолетних наблюдений за период 1998–2000 гг. показана на рис. 2. На нем синяя линия соответствует модельным расчетам, которые относятся к 1998 г., зеленая – к 1999 г., красная – к 2000 г., а оливковой линией показаны осредненные за три года данные. В ходе дальнейшего изложения на рис. 3–6 будут использованы аналогичные цветовые обозначения.

При выполнении модельных расчетов концентрация хлорофилла *a* в воде ВЗ была одним из тех показателей, по которым производилась параметрическая настройка модели. Важность этого показателя состояла в том, что с его помощью выполняли «подстройку» модели для расчета оптических характеристик водной среды ВЗ, а также расчета глубины видимости белого диска, который характеризует прозрачность воды в заливе.

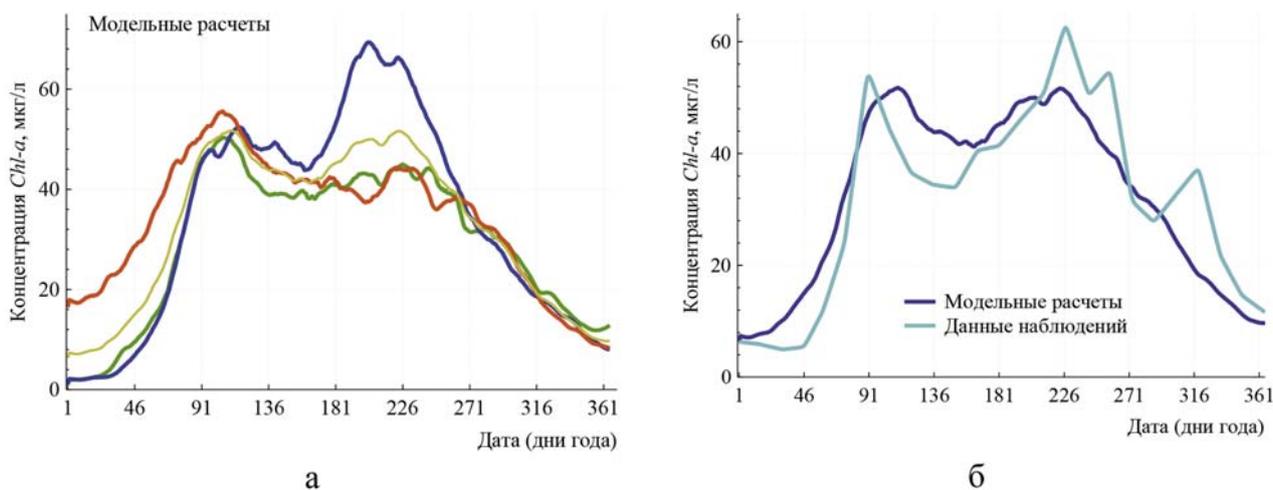


Рис. 2. Внутригодовая динамика содержания хлорофилла *a* в водной среде за период 1998–2000 гг.: а – данные моделирования; б – сравнение среднемноголетних значений хлорофилла *a* в водной среде по данным наблюдений и моделирования

Fig. 2. Intra-annual dynamics of the content of chlorophyll *a* in the aquatic environment for the period 1998–2000: а – modeling data; б – comparison of the average long-term values of chlorophyll *a* in the aquatic environment according to the observational and modeling data

Полученные модельные данные свидетельствуют о хорошем их соответствии данным непосредственных наблюдений – как качественном, так и количественном. В ходе проведения вычислительных экспериментов по параметрической настройке модели было установлено, что средние значения критериев Тейла для концентрации хлорофилла *a* в воде менялись в пределах от 0,121 до 0,149. Важно отметить совпадение положения максимальных значений концентрации хлорофилла *a* (август) с периодом максимального фотосинтеза в ВЗ [Александров, 2010]. Это является дополнительным подтверждением правильности расчетов по модели.

Внутригодовая динамика содержания растворенных минеральных форм азота и фосфора в водной среде

Основными гидрохимическими показателями эвтрофирования водоемов служат уровни концентраций в воде азота и фосфора. Их содержание и пространственное распределение в ВЗ зависит от взаимодействия ряда факторов. Внутригодовая динамика содержания растворенных минеральных форм азота (сумма $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) и фосфора (DIP) в водной среде показана на рис. 3.

Содержание в воде ВЗ аммиачного азота достаточно невелико. Максимумы NH_4^+ (0,06–0,09 мг/л в среднем по заливу) отмечаются в

начале лета после весеннего пика в развитии фитопланктона, а также в ноябре, когда почти полностью прекращается процесс вегетации водорослей и начинается период разложения их биомассы. В остальные месяцы содержание NH_4^+ в среднем по Вислинскому заливу сохраняется на уровне 0,03–0,05 мг/л. В ходе проведения вычислительных экспериментов по параметрической настройке модели было установлено, что средние значения критериев Тейла для концентрации NH_4^+ менялись в пределах от 0,197 до 0,312. Более высокие значения критерия для NH_4^+ связаны с сильной изменчивостью концентрации аммонийного азота в водной среде ВЗ в весенний период.

Содержание в воде ВЗ азота нитратов – основной формы минерального азота – подтверждено четко выраженной сезонной изменчивости [Александров, 2010]. Данные моделирования эту временную динамику воспроизводят качественно и количественно правильно. По имеющимся данным многолетних наблюдений за период с 1998 по 2000 г., весенний максимум концентраций NO_3^- наблюдается в марте и меняется от 0,7 до 1,35 мг/л в среднем по заливу. Максимум NO_3^- по данным моделирования попадает в этот диапазон значений и правильно воспроизводит положение максимума концентрации NO_3^- . Увеличение содержания NO_3^- в воде в этот период года обусловлено зимней аккумуляцией азота нитратов и поступлением

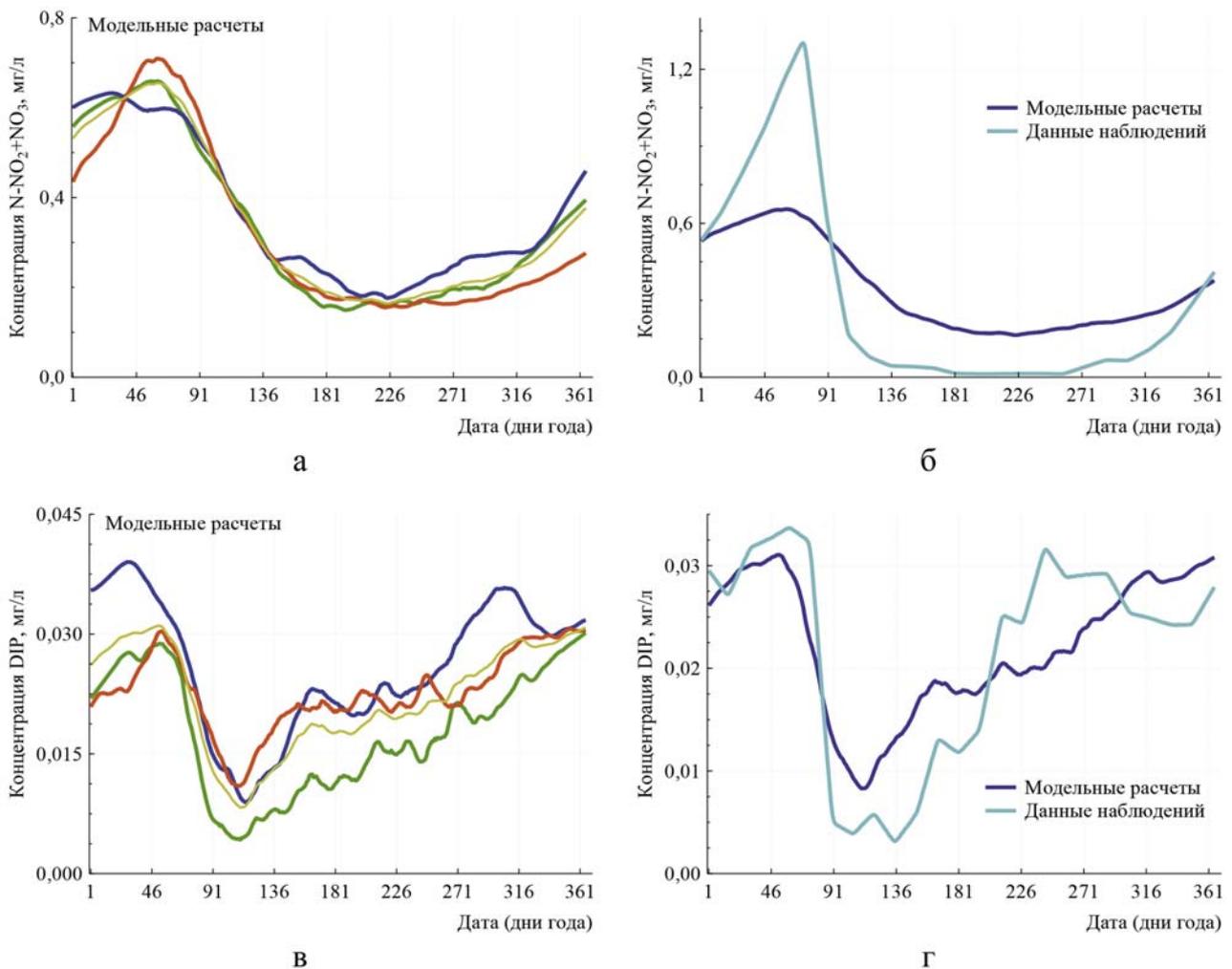


Рис. 3. Внутригодовая динамика содержания растворенных минеральных форм азота и фосфора в водной среде за период 1998–2000 гг.: а, в – данные моделирования; б, г – сравнение среднемноголетних значений $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ и DIP в водной среде по данным наблюдений и моделирования

Fig. 3. Intra-annual dynamics of the content of dissolved mineral forms of nitrogen and phosphorus in the aquatic environment for the period 1998–2000: а, в – modeling data; б, г – comparison of the mean annual values $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ and DIP in the aquatic environment according to the observational and modeling data

паводковых вод в залив. С началом активной фазы вегетации фитопланктона и связанным с этим увеличением скорости потребления азота нитратов фитопланктонными организмами, а также за счет повышения интенсивности водообмена между заливом и морем содержание нитратов в воде залива резко снижается. Минимум содержания NO_3^- отмечается в июне-июле и составляет 0,015–0,028 мг/л. Низкие значения концентраций NO_3^- сохраняются до октября. И лишь в ноябре, после сильного похолодания и почти полного прекращения вегетации водорослей, содержание нитратов возрастает до значений > 0,2–0,3 мг/л, а затем начинается процесс зимней аккумуляции NO_3^- .

Содержание в воде Вислинского залива азота нитритов (промежуточного соединения биохимического окисления аммонийного азота) незначительно [Александров, 2010]. Максимальные концентрации NO_2^- наблюдаются в марте–апреле – до момента начала активной фазы вегетации фитопланктона – и достигают значений 0,01–0,016 мг/л в среднем по заливу. Минимальные концентрации NO_2^- (около 0,001 мг/л) имеют место с мая по сентябрь.

Для количественной оценки качества модели по NO_2^- и NO_3^- рассматривали их сумму. В ходе проведения вычислительных экспериментов по параметрической настройке модели было установлено, что средние значения

критериев Тейла для суммарной концентрации NO_2^- и NO_3^- менялись в пределах от 0,269 до 0,288. Более высокие значения критерия для суммы NO_2^- и NO_3^- (так же как и для концентрации NH_4^+) связаны со значительной ее изменчивостью в водной среде ВЗ в весенний период. По всей видимости, для более корректного описания внутригодовой динамики соединений минерального азота в имитационную модель в будущем необходимо внести дополнения и учитывать также процессы на водосборе залива (биогенную нагрузку с водосборной территории).

Сезонный ход содержания минерального фосфора по данным за период 1998–2000 гг. характеризуется следующими основными особенностями. Весенний максимум концентраций растворенного минерального фосфора (DIP) в воде ВЗ наблюдается в марте (0,03–0,04 мг/л в среднем по заливу) за счет зимней аккумуляции, а также поступления паводковых вод в залив. Заметим, что по многолетним данным за более длинный период 1978–2009 гг. весенний максимум DIP может меняться в более широких пределах – 0,04–0,05 мг/л [Подгорный, 2018]. После начала активной вегетации фитопланктона происходит снижение DIP до минимальных значений (0,005–0,01 мг/л в апреле–июле). В июле–августе концентрация DIP вновь возрастает и достигает величин 0,03–0,035 мг/л. По многолетним данным за период 1978–2009 гг. летний максимум DIP, так же как и весенний, может меняться в более широких пределах – 0,04–0,075 мг/л [Подгорный, 2018].

Полученные модельные данные внутригодовой динамики в различные годы свидетельствуют о хорошем их соответствии данным непосредственных наблюдений – как качественном, так и количественном. В ходе проведения вычислительных экспериментов по параметрической настройке модели установлено, что средние значения критериев Тейла для DIP менялись в пределах от 0,137 до 0,209. Важно отметить совпадение положения максимальных и минимальных значений концентрации DIP. Это является дополнительным подтверждением правильности расчетов по модели и соответствия фазам развития химико-биологических процессов в воде ВЗ.

Внутригодовая динамика содержания растворенного органического азота, фосфора и кремния в водной среде

Внутригодовая динамика содержания DON, DOP и DOSi в воде ВЗ по данным моделирования и данным многолетних наблюдений по-

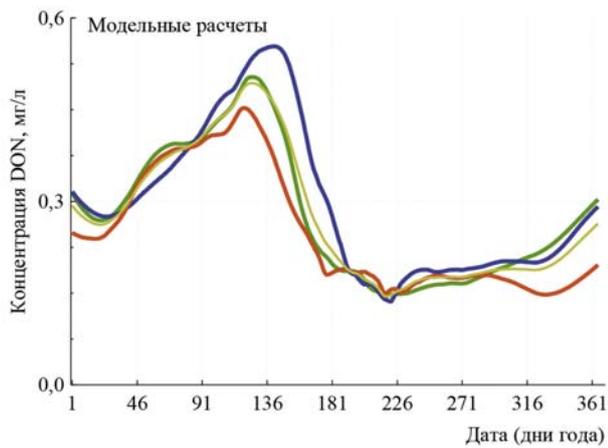
казана на рис. 4. Обращает на себя внимание существенная временная изменчивость концентраций DOP и DOSi. Модель не воспроизводит детально все пики. Как и всякая модель, она играет роль своеобразного «фильтра» или «скользящего среднего», усредняющего реальные данные наблюдений. Тем не менее в среднем видно, что модель правильно воспроизводит основные особенности внутригодовой динамики содержания растворенных органических форм азота, фосфора и кремния.

В ходе проведения вычислительных экспериментов по параметрической настройке модели установлено, что средние значения критериев Тейла для DON менялись от 0,118 до 0,138; для DOP – от 0,115 до 0,179; для DOSi – от 0,186 до 0,230. Это позволяет сделать вывод о том, что основные процессы трансформации растворенных органических соединений азота, фосфора и кремния воспроизводятся имитационной моделью вполне корректно.

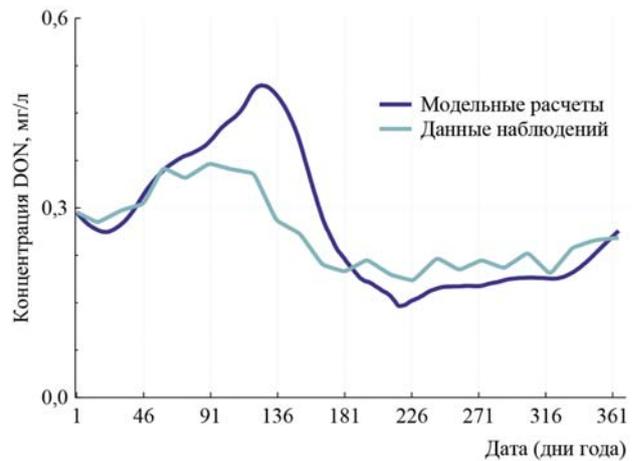
Внутригодовая динамика содержания растворенного кислорода и его процентного насыщения в водной среде

Кислородный режим залива определяется интенсивностью биогидрохимических процессов, мелководностью залива, взаимодействием с морем и процессами загрязнения. Из-за мелководности водные массы ВЗ хорошо перемешиваются и аэрируются. При возрастании ветровой нагрузки усиливаются процессы обмена кислородом между водой и верхним слоем ДО. На рис. 5 показана сезонная динамика концентрации растворенного в водной среде кислорода и его процентного содержания по данным моделирования и многолетних наблюдений за период 1998–2000 гг.

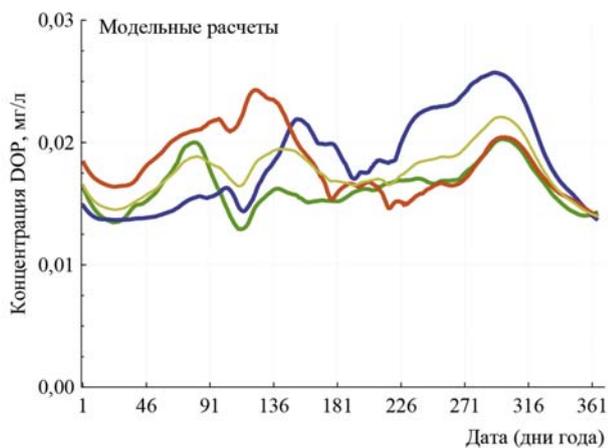
По данным наблюдений, насыщенность всего столба воды кислородом почти всегда близка к 100 %, что создает благоприятные условия для развития гидробионтов. По этому показателю воды залива можно характеризовать как очень чистые [Александров, 2010]. Данные моделирования качественно и количественно в высокой степени соответствуют имеющимся данным наблюдений [Александров, 2010; Witek et al., 2010]. Наблюдаются сезонные изменения содержания кислорода в воде: весенний максимум в период интенсивного фотосинтеза при низких температурах (до 15–16 мг/л) и летнее уменьшение до 8–10 мг/л из-за прогрева вод. В период максимального фотосинтеза (август) (см. рис. 2) содержание растворенного в воде кислорода во всем слое воды достигает 11 мг/л.



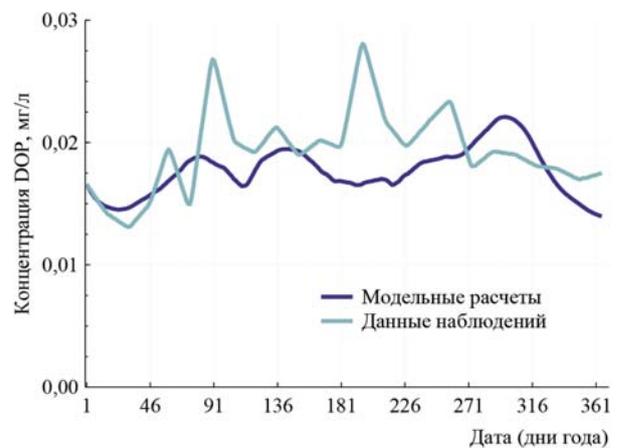
а



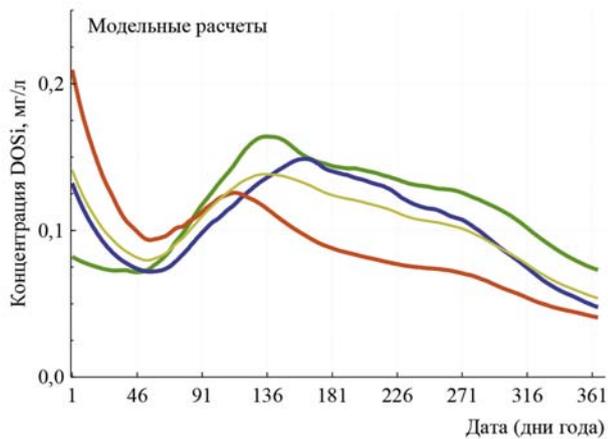
б



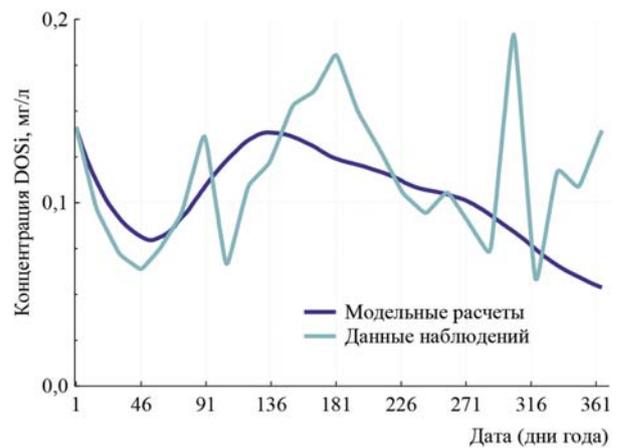
в



г



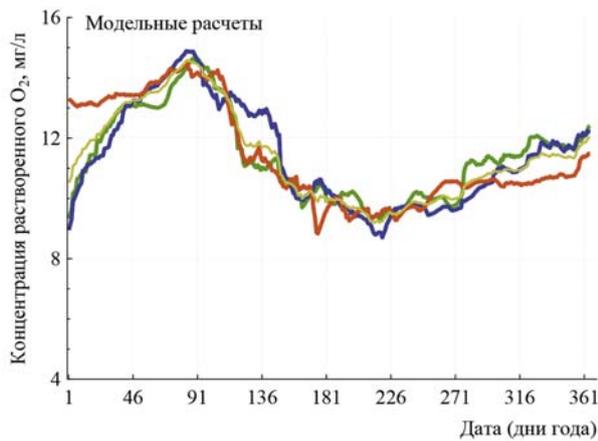
д



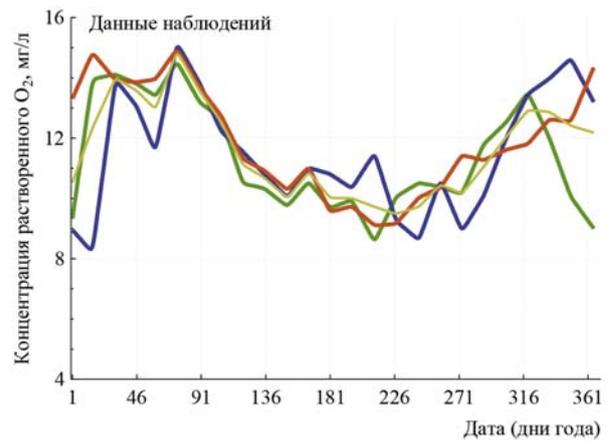
е

Рис. 4. Внутригодовая динамика содержания DON, DOP, DOSi в водной среде по данным моделирования и наблюдений за период 1998–2000 гг.: а, в, д – данные моделирования; б, г, е – сравнение среднеемноголетних значений DON, DOP, DOSi в водной среде по данным наблюдений и моделирования

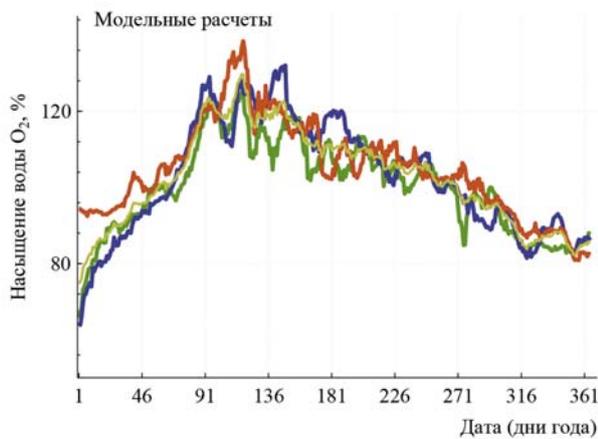
Fig. 4. Intra-annual dynamics of the content of DON, DOP, DOSi in the aquatic environment according to the modeling and observational data for the period 1998–2000: а, в, д – modeling data; б, г, е – comparison of the long-term average values of DON, DOP, DOSi in the aquatic environment according to the observational and modeling data



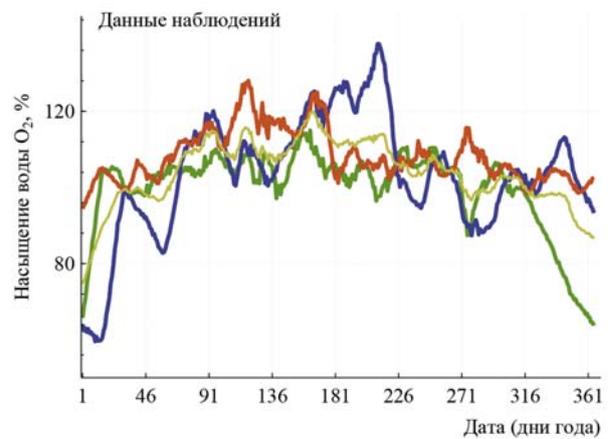
а



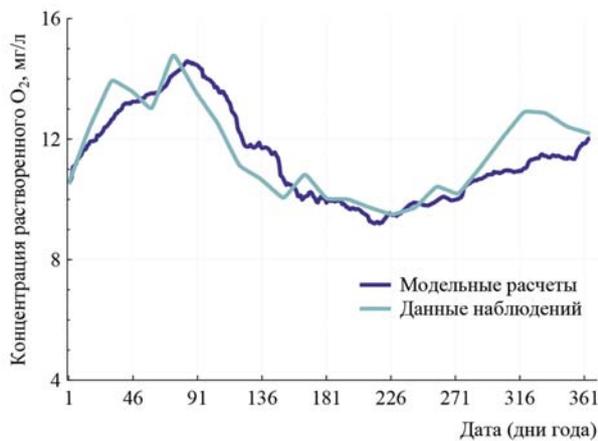
б



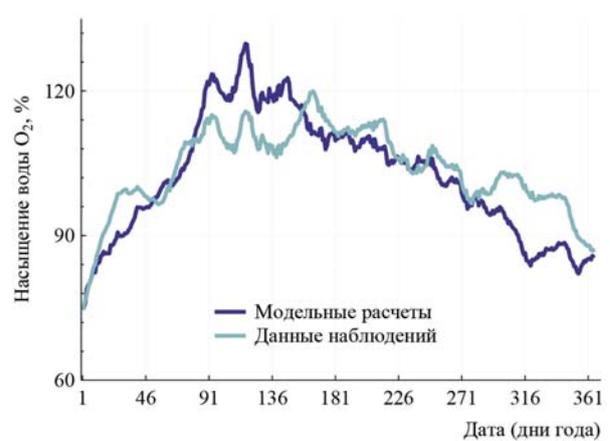
в



г



д



е

Рис. 5. Внутригодовая динамика концентрации растворенного в водной среде кислорода и его процентного содержания: а, в – данные моделирования за период 1998–2000 гг.; б, г – данные наблюдений за период 1998–2000 гг.; д – сравнение среднемноголетних значений растворенного в водной среде кислорода по данным наблюдений и моделирования; е – сравнение среднемноголетних значений процентного содержания кислорода в водной среде по данным наблюдений и моделирования

Fig. 5. Intra-annual dynamics of the oxygen concentration dissolved in the aquatic environment and its percentage: а, в – modeling data for the period 1998–2000; б, г – observational data for the period 1998–2000; д – comparison of the mean long-term values of oxygen dissolved in the aquatic environment according to the observational and modeling data; е – comparison of the long-term average values for the percentage of oxygen in the aquatic environment according to the observational and modeling data

Внутригодовая динамика взвешенного вещества в водной среде и доли минеральной составляющей взвешенного вещества

Отличительной особенностью ВЗ является повышенное содержание в его водной толще осадочного взвешенного материала (водной взвеси, ВВ), широкий диапазон колебаний концентраций и крайне неравномерное ее пространственное распределение по акватории залива. По имеющимся оценкам, концентрация взвеси в бассейне ВЗ составляет в среднем 30,7 мг/л [Чечко, 2002]. Это примерно в 10 раз превышает среднее содержание взвеси в Балтийском море.

Предварительные модельные расчеты показали, что без количественной оценки содержания сестона невозможно адекватно воспроизвести известную из наблюдений временную динамику глубины видимости белого диска (прозрачности воды). Следовательно, при недоучете сестона также и расчет коэффициента экстинкции коротковолновой солнечной радиации будет качественно и количественно невер-

ным. Сестон – совокупность взвешенных в воде минеральных и органических частиц. Основу взвешенного органического вещества составляет детрит аллохтонного и автохтонного происхождения. В среднем для российской части ВЗ доли биогенных и минеральных (в основном терригенных) частиц составляют соответственно 54,3 и 45,7 % общего содержания взвеси [Чечко, 2002].

На рис. 6 показана сезонная динамика содержания ВВ в водной среде и доли минеральной составляющей взвешенного вещества в воде ВЗ по данным моделирования. Видно, что максимум содержания ВВ в водах залива приходится на май–июль, когда концентрация его достигает 30–45 мг/л. В этот период происходит снижение (< 35–30 %) доли минеральной составляющей в общем количестве ВВ, что в первую очередь связано с весенне-летним развитием живого вещества планктона. Полученные модельные оценки хорошо согласуются с результатами имеющихся натурных наблюдений. По этим данным, в весенне-летний сезон среднее содержание ВВ в заливе составляет 30,5 мг/л [Чечко, 2002].

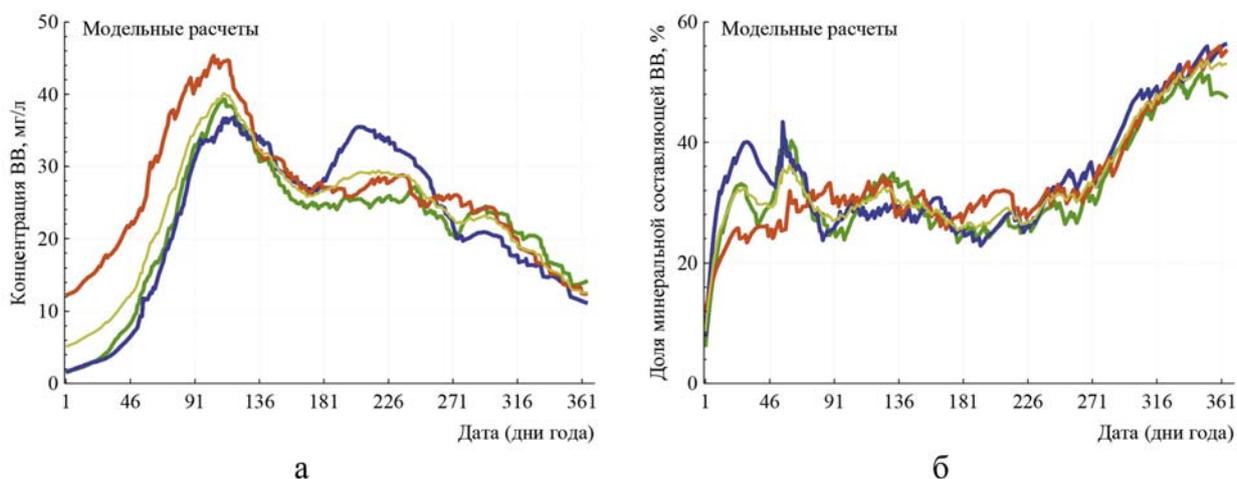


Рис. 6. Внутригодовая динамика содержания взвешенного вещества в водной среде (а) и доли минеральной составляющей взвешенного вещества (б) по данным моделирования

Fig. 6. Intra-annual dynamics of the suspended matter content in the aquatic environment (a) and the proportion of the mineral component of suspended matter (b) according to the modeling data

Содержание и состав ВВ в осенний период контролируется в основном процессами ветрового взмучивания верхнего слоя ДО. В это время (с конца августа – начала сентября) начинается период усиления ветров над акваторией ВЗ. С сентября имеет место постепенное неуклонное снижение концентрации ВВ.

По модельным расчетам, среднее за период 1998–2000 гг. содержание ВВ в течение сентября–декабря меняется в диапазоне 12–23 мг/л. По данным наблюдений, проведенных в 1992–1999 гг., среднее содержание ВВ в водах залива осенью составляет 23,2 мг/л [Чечко, 2002]. На фоне общего осеннего снижения

содержания ВВ могут иметь место кратковременные повышения концентрации ВВ, которые связаны с усилением штормовой активности над акваторией залива. Образующееся в результате взмучивания облако ВВ состоит в основном из терригенного материала. Доля минеральной составляющей ВВ в осенне-зимний период повышается до 50–60 %.

Модельные расчеты внутригодовой динамики взвешенного вещества в водной среде и доли минеральной составляющей взвешенного вещества важны также и для дополнительной оценки адекватности модели. Данные натурных наблюдений содержания ВВ в воде ВЗ не использовали в процессе параметрической настройки модели. Поэтому качественное и количественное соответствие данных моделирования и наблюдений содержания ВВ, а также соотношения минеральной и биогенной составляющих ВВ

служит дополнительным подтверждением способности модели правильно описывать процессы функционирования экосистемы ВЗ.

Оценка значений времени оборота биогенных веществ в экосистеме ВЗ

Количественная оценка значений времени оборота позволяет оценить интенсивность круговорота биогенных веществ в экосистеме залива на каждые сутки модельного времени. Для рассмотренного периода 1998–2000 гг. по особенностям внутригодовой динамики значений времени оборота для всех модельных переменных можно выделить три характерных временных промежутка: 1–120, 121–273, 274–365 сут. Наиболее интенсивно все биогидрохимические процессы трансформации протекают на втором временном промежутке (рис. 7).

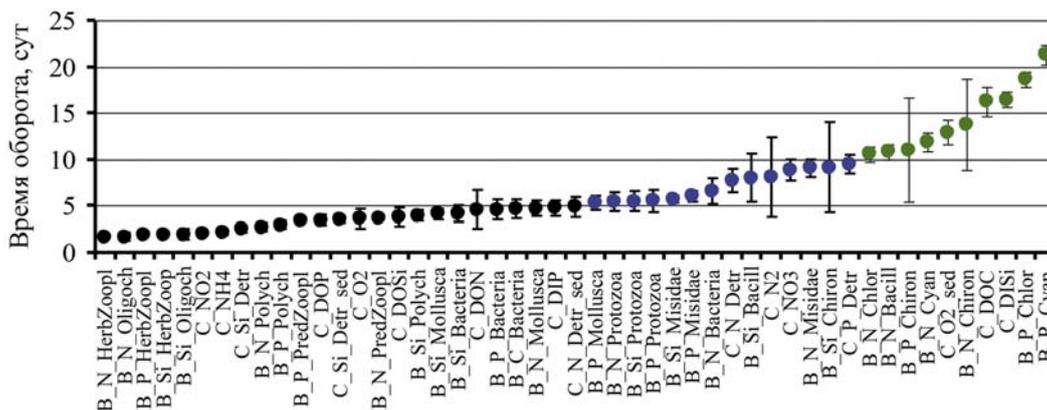


Рис. 7. Значения времени оборота компонентов модели на промежутке 121–273 сут

Fig. 7. Values of the turnover time for the model components in the interval of 121–273 days

Моделирование показало, что в водной среде среднее время оборота NH_4^+ и NO_2^- , а также кремния в составе детрита на первом временном промежутке составило 2–5 сут, на втором – 2–3 сут и 3–5 сут на третьем; растворенного кислорода – около 6, 3,5 и 6 сут; DIP и DISi – около 9 и 16, 7 и 17, 12 и 18 сут; DOC, DON, DOP и DOSi – 16–23, 12–14, 3,5–4,5, 8–10 сут; NO_3^- – около 13, 9 и 13 сут; азота и фосфора в составе детрита – около 10 и 12, 8 и 10, 12 и 15 сут. Время оборота соединений биогенных элементов в верхнем слое ДО существенно выше (в среднем на один-два порядка).

Результаты однофакторного дисперсионного анализа показали, что в подавляющем числе случаев (> 90 %) имеются достоверные межго-

довые различия значений времени оборота модельных переменных на всех выделенных временных интервалах.

Модельная оценка отдельных составляющих годового баланса для соединений биогенных элементов

Модельные расчеты потоков веществ позволяют вычислить балансы и оценить вклад тех или иных компонентов модели и процессов с течением времени и суммарно за год. В частности, получено, что в годовом балансе для всего залива трансформация NH_4^+ в NO_2^- составляет около 6275 т; потребление NH_4^+ фитопланктоном – 1140 т; суммарная экскреция NH_4^+ планктонными организмами

и макрофитами – 2652 т, а бентосом – 2026 т. Внешний приток NH_4^+ в залив составляет около 3367 т, а вынос в море – 1258 т. Поступление NH_4^+ в результате ресуспензии ДО составляет 393 т. В результате процесса биотурбации ДО бентосными организмами в водную толщу за год поступает около 3,1 т NH_4^+ . В годовом балансе NO_3^- трансформация NO_2^- в NO_3^- составляет 5251 т; потребление NO_3^- фитопланктоном – 3945 т; трансформация NO_3^- в N_2 – 1447 т. Внешний приток NO_3^- в залив составляет около 6124 т, а вынос в море – 6730 т. Поступление NO_3^- в результате ресуспензии ДО составляет 145 т, а в результате биотурбации ДО бентосными организмами – 237 т.

В структуре годового баланса DIP трансформация DOP в DIP составляет около 15 т; потребление DIP гетеротрофным бактериопланктоном – 36 т, фитопланктоном – 1346 т, макрофитами – 295 т; экскреция DIP бактериями составила 329 т, фитопланктоном – 559 т, простейшими – 152 т, зоопланктоном – 177 т, ма-

крофитами – 108 т, бентосными организмами – 220 т. Внешний приток DIP в залив составляет около 610 т, а вынос в море – 483 т.

Соответствующие расчеты балансов DOC, DON, DOP, DOSi , азота, фосфора и кремния в составе детрита позволили сделать вывод о существенной роли гетеротрофного бактериопланктона и простейших организмов в процессах трансформации соединений биогенных элементов в экосистеме ВЗ (рис. 8 и 9). На рис. 8 в качестве примера показаны изменения во времени составляющих баланса DON, DOP, DOSi и процентного вклада этих составляющих, а на рис. 9 – составляющих баланса азота в составе детрита (N_Detr) и их процентного вклада.

Данные рис. 8 показывают, что наиболее существенное потребление DON, DOP, DOSi гетеротрофными бактериями и простейшими имеет место с мая по сентябрь (промежуток 121–273 сут). В этот период их совместный вклад в балансе растворенных органических веществ может составлять 20–40 %.

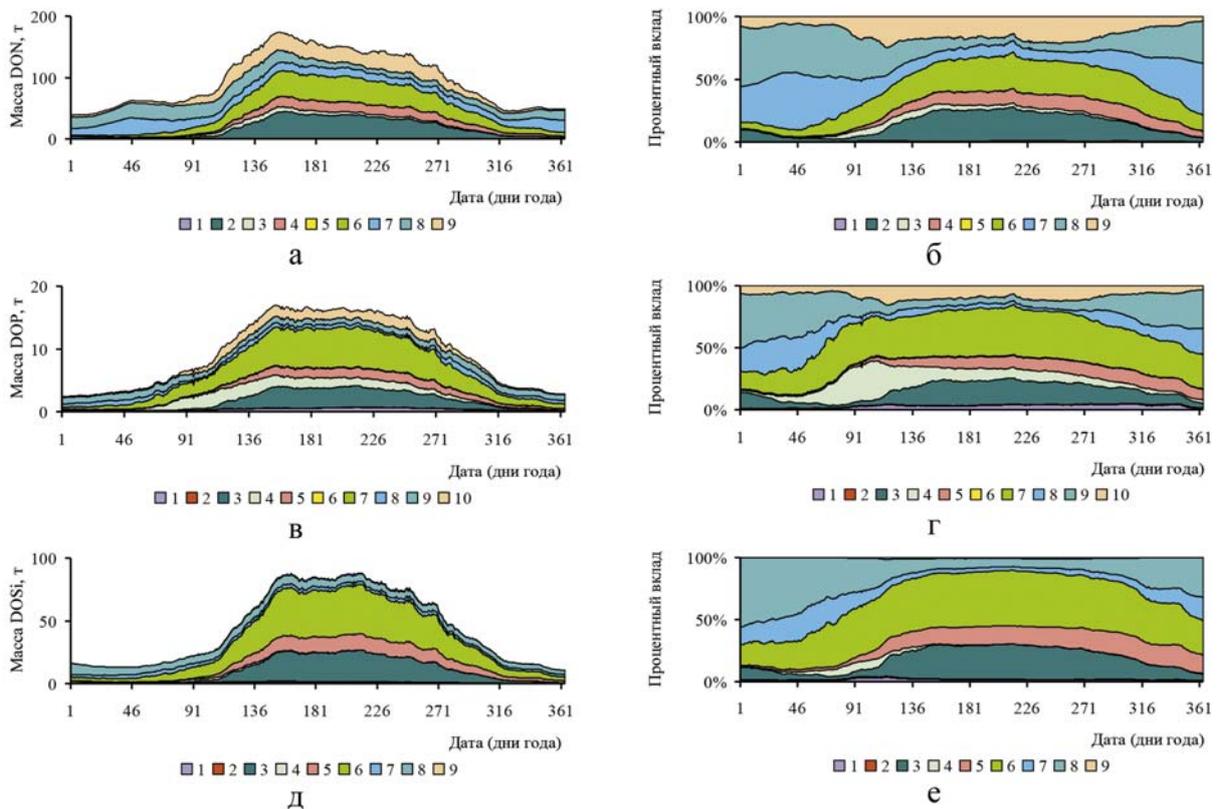


Рис. 8. Изменения во времени отдельных составляющих баланса DON, DOP, DOSi и процентного вклада этих составляющих. Потреблению DON гетеротрофными бактериями и простейшими на фрагментах (а) и (б) соответствуют составляющие баланса с номерами 2 и 4; потреблению DOP на фрагментах (в) и (г) и DOSi на фрагментах (д) и (е) – составляющие баланса с номерами 3 и 5

Fig. 8. Changes in time of individual components of the balance DON, DOP, DOSi and the percentage contribution of these components. Consumption of DON by heterotrophic bacteria and protozoa in fig. (a) and (б) corresponds to balance components no. 2 and 4; consumption of DOP in fig. (в) and (г) and DOSi in figs. (д) and (е) – to balance components no. 3 and 5

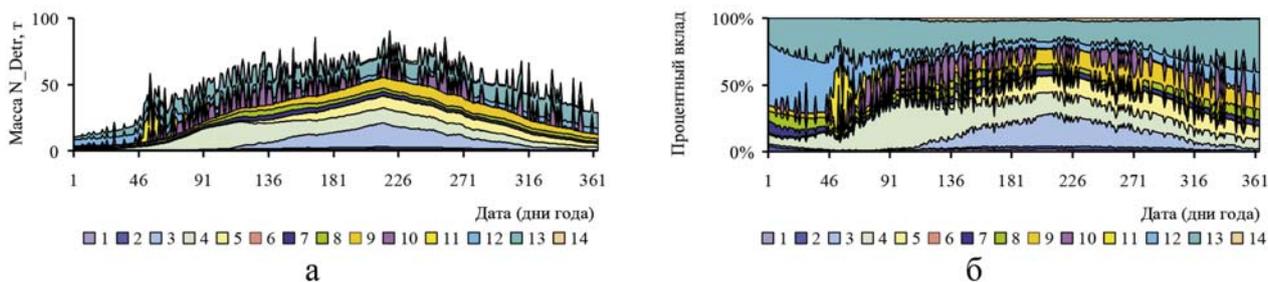


Рис. 9. Изменения во времени отдельных составляющих баланса азота в составе детрита и процентного вклада этих составляющих. Потреблению N_Detr гетеротрофными бактериями на обоих фрагментах соответствует составляющая баланса с номером 3; отмиранию простейших и образованию детрита – составляющая баланса с номером 5; седиментации и поступлению N_Detr в воду в результате ресуспензии верхнего слоя ДО – составляющие баланса с номерами 10 и 11 соответственно

Fig. 9. Changes in time of individual components of the nitrogen balance in the detritus and the percentage contribution of these components. Consumption of N_Detr by heterotrophic bacteria in fig. (a) and (б) corresponds to balance component no. 3; death of protozoa and the formation of detritus – balance component no. 5; sedimentation and the release of N_Detr into the water as a result of resuspension of the upper layer of bottom sediments – balance components no. 10 and 11, respectively

Данные рис. 9 показывают, что наиболее существенное потребление N_Detr гетеротрофными бактериями и образование детрита в результате отмирания простейших организмов имеет место с мая по сентябрь. Кроме того, моделирование позволяет сделать важный вывод о том, что процессы седиментации детрита и поступления N_Detr в воду в результате ресуспензии верхнего слоя ДО в значительной степени зависят от конкретных ветровых условий над акваторией ВЗ, гидродинамических условий в водной толще и интенсивности воздействия течений и волнения на ДО. При ветрах со скоростью > 4–5 м/с процессы седиментации взвесей постепенно замедляются вплоть до полной их остановки. Наиболее часто это происходит в осенне-зимние месяцы. Поэтому в эти периоды процесс седиментации становится более «дискретным» по сравнению с летними месяцами. Вместе с тем одновременно с усилением ветровой нагрузки при ветрах со скоростью > 5 м/с (особенно при ветрах западного направления) усиливается интенсивность процессов ресуспензии верхнего слоя ДО и поступления соединений биогенных элементов в водную толщу.

Заключение

Разработанная имитационная модель экосистемы ВЗ Балтийского моря показала свою эффективность и обладает важными преимуществами по сравнению с другими имеющимися разработками (например, с моделью Delft 3D WAQ [Delft..., 2005; Wittek et al., 2010]). Данная модель и все ее базовые блоки разработаны системно, объединены общей задачей и целью. Их

структура сформирована с учетом всестороннего анализа и синтеза имеющихся данных многолетних гидрологических, гидрохимических и гидробиологических наблюдений, сведений об источниках биогенных веществ, основных путях их трансформации. Модель позволяет исследовать наиболее важные особенности внутри- и межгодовой динамики и изменчивости состояния экосистемы ВЗ, закономерности процессов биогидротрансформации и круговорота важнейших соединений биогенных элементов (углерода, азота, фосфора, кремния) и динамики растворенного в воде кислорода.

Модельные расчеты показали, что по всем переменным имитационной модели получено достаточно хорошее качественное и количественное соответствие результатов моделирования данным непосредственных наблюдений. Во-первых, это является свидетельством правильного выбора структуры модели, в которой использована адекватная математическая формализация и системное описание взаимосвязанных биогидрохимических процессов. Во-вторых, это говорит о том, что в достаточно полной мере осуществлен синтез имеющихся гидробиологических, гидрохимических и гидрофизических знаний о наиболее важных процессах, которые протекают в экосистеме залива, а также о наиболее важных источниках поступления и стока биогенных веществ в экосистеме. В-третьих, успешная реализация параметризации биогидрохимических процессов и настройки модели показала, что предлагаемые алгоритмы поиска параметров для биогидрохимического блока имитационной модели позволяют успешно решать оптимизационную задачу даже в условиях

недостаточного объема данных наблюдений и сравнительно высокой их дисперсии.

Имеющийся опыт разработки и применения имитационных моделей позволит предположить, что в таких моделях существуют группы ведущих параметров, от изменения значений которых чувствительность модели зависит наиболее сильно. Формирование же набора ведущих параметров во многом зависит от структуры самой модели. Эта проблема является одной из самых непростых методических проблем моделирования. Ее решение требует дополнительных исследований.

Полученные в данной работе результаты показали, что необходимо обратить внимание на статистически достоверные межгодовые отличия значений эмпирических параметров модели. Поэтому следует с большой осторожностью использовать одни и те же значения модельных параметров при проведении вычислительных экспериментов для разных лет наблюдений. По всей видимости, такая ситуация является типичной для моделирования. Межгодовые различия параметров могут быть обусловлены существенной межгодовой изменчивостью метеорологических, гидрологических условий, которые оказывают воздействие на функционирование экосистемы, изменениями внешней биогенной нагрузки и, как следствие, существенным изменением сложной и взаимосвязанной совокупности внутриводоемных процессов, изменением их скоростей, времени оборота и перераспределением потоков веществ. Существование статистически достоверных межгодовых отличий значений параметров модели создает непростую проблему на пути разработки прогнозов будущего развития экосистемы ВЗ при изменении внешних условий (например, климатических изменений, антропогенных воздействий).

Расчеты балансов растворенных органических веществ (DOC, DON, DOP, DOSi), а также азота, фосфора и кремния в составе детрита позволяют сделать важный вывод о существенной роли гетеротрофного бактериопланктона и простейших организмов в процессах трансформации соединений биогенных элементов в экосистеме ВЗ. К сожалению, имеющиеся мониторинговые наблюдения не охватывают эти важнейшие уровни функционирования экосистемы залива. Модельные расчеты можно рассматривать в качестве первых ориентировочных количественных оценок участия бактериопланктона и простейших в трансформации веществ в ВЗ.

В процессе разработки имитационной модели ВЗ и подготовки исходных данных для нее были использованы только литературные

данные за ограниченный ряд лет. Этих данных вполне достаточно для отладки и настройки модели, подбора значений ряда эмпирических параметров, проведения серии тестовых расчетов. Однако для решения всего комплекса первостепенных и важных для практики задач (в том числе и задач прогноза будущих изменений качества воды ВЗ и уровня его биологической продуктивности) необходимо привлечение и использование данных актуальных мониторинговых наблюдений, которые проводятся в Атлантическом филиале ФГБНУ «ВНИРО» («АтлантНИРО») на постоянной основе.

Литература

Александров С. В. Первичная продукция планктона в лагунных экосистемах Балтийского моря (Вислинский и Куршский заливы). Калининград: АтлантНИРО, 2010. 228 с.

Брандт З. Анализ данных. Статистические и вычислительные методы для научных работников и инженеров. М.: Мир, 2003. 686 с.

Гидрометеорологический режим Вислинского залива / Под ред. Н. Н. Лазаренко, А. В. Маевского. Л.: Гидрометеоиздат, 1971. 279 с.

Ежова Е. Е., Рудинская Л. В., Павленко-Лятун М. В. Вислинский залив. Макрозообентос // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа / Под ред. А. Ф. Алимова, М. Б. Ивановой. М.: Научный мир, 2004. С. 146–164.

Кейда М. Э. Вислинский залив. Ихтиоценоз // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа / Под ред. А. Ф. Алимова, М. Б. Ивановой. М.: Научный мир, 2004. С. 168–172.

Науменко Е. Н. Зоопланктон Вислинского залива. Калининград: КГТУ, 2007. 169 с.

Подгорный К. А. Расчет параметров термодинамического взаимодействия, характеристик теплового баланса и температуры воды в нестратифицированных водоемах. Ярославль: ЯГТУ, 2000. 100 с.

Подгорный К. А. Математическое моделирование пресноводных экосистем нестратифицированных водоемов (алгоритмы и численные методы). Рыбинск: Рыбинский Дом печати, 2003. 328 с.

Подгорный К. А. Математическая модель для изучения экосистемы Вислинского залива Балтийского моря. Часть 1. Теоретические основы и структура модели, методология подготовки исходных данных для выполнения расчетов. Калининград: АтлантНИРО, 2018. 271 с.

Чечко В. А. Анализ пространственно-временной изменчивости взвешенного вещества Калининградского залива Балтийского моря // Водные ресурсы. 2002. Т. 29, № 4. С. 425–432.

Chubarenko B. V., Lund-Hansen L. Ch., Beloshitskii A. Comparative analysis of potential wind-wave impact on bottom sediments in the Vistula and Curonian lagoon // The Baltica: an international yearbook on geology, geomorphology and palaeogeography of the Baltic sea. 2002. Vol. 15. P. 30–39.

Chubarenko B. V., Margoński P. The Vistula lagoon // Ecology of Baltic Coastal Waters / Ed. U. Schiewer. Berlin-Heidelberg: Springer-Verlag, 2008. P. 167–195. doi: 10.1007/978-3-540-73524-3_8

Delft 3D WAQ, v. 2.02: detailed description of processes. Technical reference manual. Delft, the Netherlands: Delft Hydraulics, 2005. 386 p.

Nelder J. A., Mead R. A simplex method for function minimization // Comp. J. 1965. Vol. 7. P. 308–313.

Podgorny K. A., Leonov A. V. Review of the current methods used to assess the values of coefficients, sensitivity, and adequacy of simulation models of Aquatic Ecosystems // Water Resources. 2015. Vol. 42, no. 4. P. 477–499. doi: 10.1134/S0097807815040119

Theil H. Applied economic forecasting. Amsterdam: North-Holland, 1971. 474 p.

Transboundary waters and basins in the South-East Baltic / Ed. B. V. Chubarenko. Kaliningrad: Terra Baltica, 2008. 306 p.

Witek Z., Zalewski M., Wielgat-Rychert M. Nutrient stocks and fluxes in the Vistula lagoon at the end of the twentieth century. Slupsk-Gdynia, 2010. 186 p.

References

Aleksandrov S. V. Primary production of phytoplankton in the Curonian lagoon and Vistula lagoon of the Baltic Sea. Kaliningrad: AtlantNIRO; 2010. 228 p. (In Russ.)

Brandt Z. Data analysis. Statistical and computational methods for scientists and engineers. Moscow: Mir; 2003. 686 p. (In Russ.)

Chechko V. A. Analysis of spatiotemporal variability of suspended matter in the Kaliningrad Bay of the Baltic Sea. *Vodnye resursy = Water Resources*. 2002;29(4):425–432. (In Russ.)

Ezhova E. E., Rudinskaya L. V., Pavlenko-Lyatun M. V. Vistula lagoon. Macrozoobenthos. *Zakonomernosti gidrobiologicheskogo rezhima vodoemov raznogo tipa = Patterns of the hydrobiological regime of water bodies of various types*. Moscow: Nauchnyi mir; 2004. P. 146–164. (In Russ.)

Keida M. E. Vistula lagoon. Ichthyocenosis. *Zakonomernosti gidrobiologicheskogo rezhima vodoemov raznogo tipa = Patterns of the hydrobiological regime of water bodies of various types*. Moscow: Nauchnyi mir; 2004. P. 168–172. (In Russ.)

Lazarenko N., Maevsky A. (eds.) Hydrometeorological regime of the Vistula lagoon. Leningrad: Gidrometeoizdat; 1971. 279 p. (In Russ.)

Naumenko E. N. Zooplankton of the Vistula lagoon. Kaliningrad: KGTU; 2007. 169 p. (In Russ.)

Podgorny K. A. Calculation of parameters of thermohydrodynamic interaction, characteristics of heat balance and water temperature in non-stratified water bodies. Yaroslavl: YGTU; 2000. 100 p. (In Russ.)

Podgorny K. A. Mathematical modeling of freshwater ecosystems in non-stratified water bodies: algorithms and numerical methods. Rybinsk: Rybinskii dom pechati; 2003. 328 p. (In Russ.)

Podgorny K. A. Mathematical model for studying the ecosystem of the Vistula lagoon of the Baltic Sea. Part 1. Theoretical foundations and structure of the model, methodology for preparing initial data for performing calculations. Kaliningrad: AtlantNIRO; 2018. 271 p. (In Russ.)

Chubarenko B. V., Lund-Hansen L. Ch., Beloshitskii A. Comparative analysis of potential wind-wave impact on bottom sediments in the Vistula and Curonian lagoon. *The Baltica: an international yearbook on geology, geomorphology and palaeogeography of the Baltic sea*. 2002;15:30–39.

Chubarenko B. V., Margoński P. The Vistula lagoon. *Ecology of Baltic coastal waters*. Berlin-Heidelberg: Springer-Verlag; 2008. P. 167–195. doi: 10.1007/978-3-540-73524-3_8

Delft 3D WAQ, v. 2.02: detailed description of processes. Technical reference manual. Delft, the Netherlands: Delft Hydraulics; 2005. 386 p.

Nelder J. A., Mead R. A simplex method for function minimization. *Comp. J.* 1965;7:308–313.

Podgorny K. A., Leonov A. V. Review of the current methods used to assess the values of coefficients, sensitivity, and adequacy of simulation models of Aquatic Ecosystems. *Water Resources*. 2015;42(4):477–499. doi: 10.1134/S0097807815040119

Theil H. Applied economic forecasting. Amsterdam: North-Holland; 1971. 474 p.

Chubarenko B. V. (ed.). Transboundary waters and basins in the South-East Baltic. Kaliningrad: Terra Baltica; 2008. 306 p.

Witek Z., Zalewski M., Wielgat-Rychert M. Nutrient stocks and fluxes in the Vistula lagoon at the end of the twentieth century. Slupsk-Gdynia; 2010. 186 p.

Поступила в редакцию / received: 28.05.2022; принята к публикации / accepted: 02.06.2022.
Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов / The authors declare no conflict of interest.

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

Подгорный Константин Алексеевич

канд. физ.-мат. наук, старший научный сотрудник лаборатории лиманов Балтийского моря

e-mail: kapborok@mail.ru

Дмитриева Ольга Александровна

канд. биол. наук, старший научный сотрудник лаборатории гидробиологии «АтлантНИРО», научный сотрудник лаборатории морской экологии АО ИО РАН

e-mail: phytob@yandex.ru

CONTRIBUTORS:

Podgorny, Konstantin

Cand. Sci. (Phys.-Math.), Senior Researcher, Laboratory for Baltic Sea Lagoons

Dmitrieva, Olga

Cand. Sci. (Biol.), Senior Researcher, Hydrobiology Laboratory, VNIRO Atlantic Branch; Researcher, Laboratory for Marine Ecology, Atlantic Branch of the Institute of Oceanology RAS