

УДК 551.468.4

**МОДЕЛЬ ЭВТРОФИКАЦИИ МОРСКИХ И ЛИМАННЫХ ЭКОСИСТЕМ
СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ПРИЧЕРНОМОРЬЯ****Ю. С. Тучковенко, д-р геогр. наук
О. А. Тучковенко***Одесский государственный экологический университет,
ул. Львовская, 15, 65016, Одесса, Украина, tuch2001@ukr.net*

Изложена математическая структура численной математической модели эвтрофикации вод. Модель построена на базе численной нестационарной гидротермодинамической модели МЕССА (Model for Estuarine and Coastal Circulation Assessment) дополненной химико-биологическим блоком, который разработан в соответствии с принципами построения модели качества вод RCA-HydroQual с авторскими модификациями. Представлены результаты калибровки и верификации 1-D варианта модели для случая Тилигульского лимана северо-западной части Черного моря. Сделан вывод о том, что модель позволяет отобразить основные особенности годовой динамики гидроэкологических характеристик лимана в период вегетации фитопланктона, в частности условия, определяющие процессы первичного продуцирования, биохимического окисления органического вещества, регенерации минеральных форм биогенных элементов. Использование модели для оценки влияния углубления соединительного канала «лиман-море» на гидроэкологические характеристики Тилигульского лимана показало, что усиление водообмена с морем через канал будет способствовать уменьшению продукции фитопланктона, концентрации органического вещества в водах лимана и, в конечном итоге, приведет к улучшению его трофического статуса. В дальнейшем модель предполагается использовать для оценки эффективности различных сценариев управления гидроэкологическим режимом лиманов северо-западного Причерноморья с учетом изменения климатических условий.

Ключевые слова: : эвтрофикация вод, численное моделирование, Тилигульский лиман, Черное море.

1. ВВЕДЕНИЕ

Эвтрофикацией или эвтрофированием называют процесс увеличения продуцирования органического вещества в водоеме вследствие обогащения водной экосистемы питательными (биогенными) веществами. Этот процесс ведет к увеличению общего содержания органического вещества в водоеме. Следствием процесса эвтрофикации на экосистемном уровне являются: изменение химического режима акватории, зарастание водорослями, возникновение дефицита кислорода (гипоксии) либо полное его исчезновение в придонных слоях воды, резкое ухудшение условий обитания для высших гидробионтов, гибель гидробионтов в период заморозов, нарушение сбалансированности продукционно-деструкционных процессов, жизнедеятельности водной флоры и фауны, нестабильность динамики функционирования экосистемы, ее экологического состояния, продуктивности, условий для рыбоводства.

Различают антропогенное эвтрофирование, которое обусловлено возрастанием потоков биогенных веществ в биосфере в результате хозяйственной деятельности человека, и естественное

эвтрофирование, обусловленное многолетним накоплением в водоемах органических и биогенных веществ либо увеличением их концентрации за счет естественных причин, например, уменьшения объема вод вследствие интенсивного испарения.

Проблема эвтрофикации вод является актуальной для большинства «закрытых» лиманов северо-западного Причерноморья, которые отделены от моря перешейками (пересыпями) без постоянно действующих протоков. Эти лиманы, даже в случае искусственного соединения их с морем, имеют низкие показатели по промывке из-за ограниченного обмена с морем, что способствует накоплению в них органики и биогенных веществ. Основные пути стабилизации гидроэкологического режима лиманов северо-западного Причерноморья, водообмен которых с открытым морем ограничен, в условиях изменений климата и современной антропогенной нагрузки изложены в работе [1]. Поскольку условия и факторы формирования гидрологического и гидроэкологического режимов каждого из лиманов специфические, то планирование и реализация природоохранных мероприятий, направ-

ленных на стабилизацию и улучшение их гидроэкологического состояния, с учетом климатических изменений и антропогенного воздействия, требуют индивидуального научного обоснования, на котором должны основываться планы водного управления каждым из лиманов. Для объективной оценки эффективности этих мероприятий и прогнозирования последствий их реализации, как правило, используются численные прогностические математические модели.

В представленной работе рассматривается одна из таких моделей, в которой описывается динамика химико-биологических показателей качества вод, определяющих степень развития эвтрофикации водных экосистем, уровень их трофности.

Цель работы заключается в изложении математической структуры и результатов апробации численной математической модели эвтрофикации вод морских и лиманных экосистем северо-западного Причерноморья на примере Тилигульского лимана.

Тилигульский лиман расположен на украинской части побережья северо-западной части Черного моря (46° 39,3' - 47° 05,3' с.ш., 30° 57,3' - 31° 12,7' в.д.) (рис. 1). Лиман представляет собой затопленную морскими водами долину реки Тилигул. Площадь зеркала водной поверхности лимана 129 млн. м², объем вод – 693 млн. м³. Площадь водосборного бассейна лимана – 5420 км² [2]. Основная часть пресного стока в лиман (более 90 %) поступает от р. Тилигул (16,9 млн. м³/год). Лиман отделен от моря естественной песчаной пересыпью, в которой прорыт искусственный канал длиной 3,3 км, соединяющий лиман с морем. В XXI столетии канал функционировал не регулярно, в течение 25-40 суток весной и осенью – после расчистки первых сотен метров морской части канала от песчаных наносов и до закрытия его в результате транспорта песчаных наносов из прибрежной зоны моря.

Северная часть лимана, куда впадает р. Тилигул, мелководная с преобладающими глубинами 2-4 м, а в центральной и южной частях лимана расположены впадины с преобладающими глубинами 10-16 м, которые разделены мелководной перемычкой [2].

Гидроэкологические проблемы Тилигульского лимана детально изложены в [2, 3]. Одной из главных проблем является эвтрофикация его вод. Экосистема лимана не сбалансирована по содержанию основных биогенных элементов – азоту и фосфору. До настоящего времени лиман фактически представлял собой непроточный

водоем, в котором на протяжении многих лет происходило накопление минеральных и органических соединений фосфора. Значительные запасы соединений биогенных элементов, органического вещества аккумулированы в донных отложениях лимана. Первичное продуцирование органического вещества в лимане сдерживается относительно низкими концентрациями минерального азота. Поэтому дополнительное его поступление в фотический слой как из внешних (со стоком с водосбора, морскими водами), так и внутренних (донных отложений, увеличении скорости минерализации органического вещества) источников может приводить к «вспышкам» биомассы фитопланктона в летний период года и, как следствие, усилению эвтрофикации, развитию дефицита кислорода в воде и возникновению заморных явлений. В разных районах лимана гибель рыб наблюдалась летом 1999, 2000, 2001, 2006, 2007, 2010, 2013 гг.

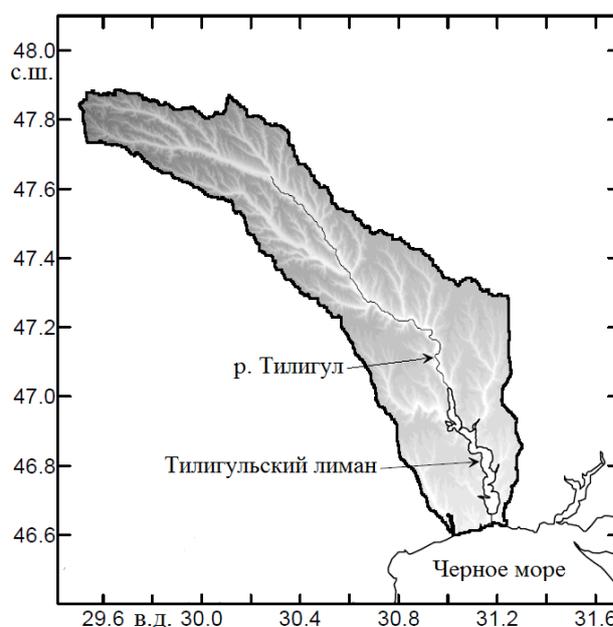


Рис. 1 – Географическое расположение Тилигульского лимана и его водосборного бассейна.

2. МАТЕМАТИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА МОДЕЛИ

Модель эвтрофикации построена на базе трехмерной численной нестационарной гидротермодинамической модели МЕССА (Model for Estuarine and Coastal Circulation Assessment) [4], дополненной оригинальным химико-биологическим блоком. Подробное описание модели в старой версии, с упрощенной структурой химико-биологического блока, а также результаты ее использования для решения прикладных задач, приведены в работах [5-7].

В новой, представляемой в данной работе версии модели, структура ее химико-биологического блока усложнена в соответствии с принципами построения известной модели качества вод RCA-HydroQual [8]. В частности, в модель включены уравнения динамики не только лабильной, но и устойчивой к биохимическому окислению и минерализации фракций растворенного и взвешенного органического вещества, модифицированы уравнения динамики компонент химико-биологического блока.

Химико-биологический блок модели включает описание динамики в локальной точке пространства следующих гидроэкологических переменных: биомасса фитопланктона (X1), устойчивый к минерализации органический фосфор во взвешенной (детритной) и растворенной фракциях (X2, X3), лабильный органический фосфор во взвешенной и растворенной фракциях (X4, X5), растворенный минеральный фосфор (X6) – фосфаты P-PO₄, устойчивый органический азот во взвешенной и растворенной фракциях (X7, X8), лабильный органический азот во взвешенной и растворенной фракциях (X9, X10), аммонийный азот N-NH₄ (X11), нитратный (+ нитритный) азот N-NO₃ (X12), взвешенная и растворенная фракции устойчивого к биохимическому окислению органического углерода (X13, X14), взвешенная и растворенная фракции лабильного органического углерода (X15, X16), растворенный в воде кислород (X17). Диаграмма связей между компонентами химико-биологического блока показана на рис. 2.

Уравнения химико-биологического блока модели записываются следующим образом.

Биомасса фитопланктона X_1 , мгС·дм⁻³,

$$\frac{dX_1}{dt} = [G_p - k_{pr}(T) - k_{grz}(T)]X_1, \quad (1)$$

$$G_p = G_p^{max} \theta_P^{(T-20)} G_{pI}(I) G_{pNP}(N_{min}, P_{min}), \quad (2)$$

где $G_{pI}(I) = \frac{2.72 f_d}{\chi \Delta z} (\exp(R_1) - \exp(R_2))$,

$$R_1 = -\frac{I_0}{I_{opt}} \exp(-\chi(z_s + \Delta z)),$$

$$R_2 = -\frac{I_0}{I_{opt}} \exp(-\chi z_s);$$

$$\chi = \chi_0 + 0.0088 C_{chla} + 0.054 C_{chla}^{0.67},$$

$$G_{pNP}(N_{min}, X_6) = \min \left\{ \frac{N_{min}}{K_{11+12} + N_{min}}, \frac{X_6}{K_6 + X_6} \right\},$$

$$k_{pr}(T) = r_g G_p + r_b \theta_{pr}^{(T-20)}; \quad (3)$$

$$k_{grz}(T) = k_{grz}(20^\circ C) \theta_{grz}^{(T-20)}. \quad (4)$$

Здесь t – время, сут; T – температура воды, °С; G_p – удельная скорость роста, сут⁻¹;

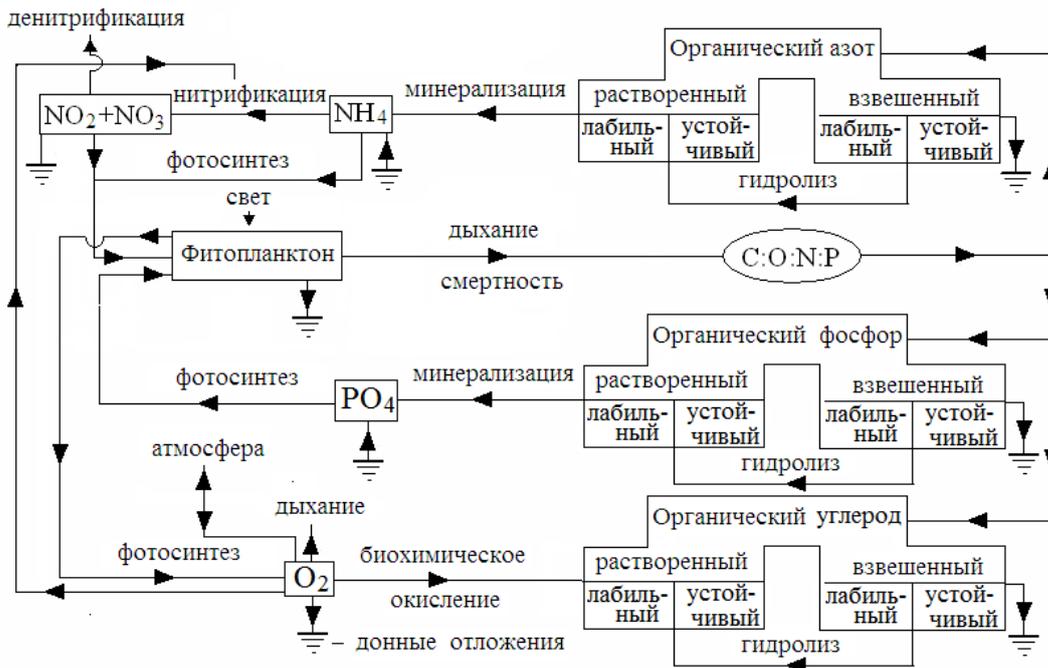


Рис. 2 – Структурная диаграмма химико-биологического блока модели эвтрофикации вод

k_{pr} – удельная скорость метаболизма (дыхания), сут⁻¹; k_{grz} – суммарная удельная скорость выедания и естественной смертности фитопланктона, сут⁻¹; G_p^{max} – максимальная удельная скорость роста фитопланктона, сут⁻¹; θ_p – коэффициент влияния температуры на скорость роста фитопланктона; G_{pI} , G_{pNP} – коэффициенты, уменьшающие максимально возможную удельную скорости роста фитопланктона при неоптимальных условиях освещения или недостатке минеральных форм биогенных веществ, соответственно, (принимают значения от 0 до 1); I_0 – средний за световой день поток ФАР, проникающий через поверхность моря, Вт·м⁻²; I_{opt} – оптимальная для фотосинтеза облученность, Вт·м⁻²; f_d – доля светового дня в сутках ($0 \leq f_d \leq 1$); I_z – облученность на глубине z , Вт·м⁻²; χ – интегральный коэффициент ослабления интенсивности ФАР с глубиной, м⁻¹; χ_0 – коэффициент экстинкции, характерный для вод в открытой части моря; $C_{chla} = \alpha_{ChlaC} X_1$ кон-

центрация хлорофилла «а» в фитопланктоне, мг(хл.«а»)·м⁻³; α_{ChlaC} – соотношение между содержанием хлорофилла «а» и органического углерода в клетках фитопланктона, мг(хл.«а»)·мгС⁻¹; K_6 – константы полунасыщения скорости процесса утилизации фитопланктоном минеральных форм азота и фосфора, мгN·дм⁻³ и мгP·дм⁻³, соответственно; r_g – доля продукции фитопланктона, расходуемая на энергетическое обеспечение фотосинтеза, сут⁻¹; r_b – удельная скорость основного метаболизма фитопланктона при температуре 20°C, сут⁻¹; θ_{pr} – коэффициент влияния температуры на скорость метаболизма; $k_{grz}(20)$ – суммарная удельная скорость выедания и смертности фитопланктона при температуре 20°C, сут⁻¹; θ_{grz} – коэффициент влияния температуры на скорость выедания и смертности фитопланктона; z_s – расстояние от поверхности воды до верхней границы расчетного слоя воды, м; Δz – толщина расчетного слоя воды, м; $N_{min} = X_{11} + X_{12}$ – растворенный минеральный азот.

Уравнения цикла фосфора.

Устойчивый взвешенный органический фосфор X_2 , мгP·дм⁻³,

$$\frac{dX_2}{dt} = \alpha_{pc} f_{p2} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) X_1 - k_{2,4} \theta_{2,4}^{T-20} X_2 \frac{X_1}{K_1 + X_1}. \quad (5)$$

Лабильный взвешенный органический фосфор X_3 , мгP·дм⁻³,

$$\frac{dX_3}{dt} = \alpha_{pc} f_{p3} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) X_1 - k_{3,5} \theta_{3,5}^{T-20} X_3 \frac{X_1}{K_1 + X_1}. \quad (6)$$

Устойчивый растворенный органический фосфор X_4 , мгP·дм⁻³,

$$\frac{dX_4}{dt} = \alpha_{pc} f_{p4} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) X_1 + (k_{2,4} \theta_{2,4}^{T-20} X_2 - k_{4,6} \theta_{4,6}^{T-20} X_4) \frac{X_1}{K_1 + X_1}. \quad (7)$$

Лабильный растворенный органический фосфор X_5 , мгP·дм⁻³,

$$\frac{dX_5}{dt} = \alpha_{pc} f_{p5} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) X_1 + (k_{3,5} \theta_{3,5}^{T-20} X_3 - k_{5,6} \theta_{5,6}^{T-20} X_5) \frac{X_1}{K_1 + X_1}. \quad (8)$$

Растворенный минеральный фосфор X_6 , мгP·дм⁻³,

$$\frac{dX_6}{dt} = \alpha_{pc} f_{p6} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) X_1 + (k_{4,6} \theta_{4,6}^{T-20} X_4 + k_{5,6} \theta_{5,6}^{T-20} X_5) \frac{X_1}{K_1 + X_1} - \alpha_{pc} G_p X_1. \quad (9)$$

В уравнениях цикла фосфора: α_{pc} – отношение между фосфором и углеродом в органическом веществе, $\text{мгP} \cdot \text{мгC}^{-1}$; $f_{p2}, f_{p3}, f_{p4}, f_{p5}, f_{p6}$ – доли, соответственно, X_2, X_3, X_4, X_5, X_6 в метаболических выделениях, остатках отмерших и выеденных водорослей, причем $\sum_{i=2}^6 f_{pi} = 1$; $k_{2,4}, k_{3,5}$ – удельные скорости гидролиза X_2 и X_3 , соответственно, при температуре воды 20°C , сут^{-1} ; $k_{4,6}, k_{5,6}$ – удельные скорости минерализации X_4 и X_5 , соответственно, при температуре воды 20°C , сут^{-1} ; $\theta_{2,4}, \theta_{3,5}, \theta_{4,6}, \theta_{5,6}$ – температурные коэффициенты для соответствующих процессов; K_1 – константа полунасыщения, определяющая лимитирующее влияние наличной биомассы фитопланктона на регенерацию минеральных соединений фосфора и азота, $\text{мгC} \cdot \text{дм}^{-3}$.

Уравнения цикла азота.

Устойчивый взвешенный органический азот X_7 , $\text{мгN} \cdot \text{дм}^{-3}$,

$$\frac{dX_7}{dt} = \alpha_{nc} f_{n1} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) X_1 - k_{7,9} \theta_{7,9}^{T-20} X_7 \frac{X_1}{K_1 + X_1}. \quad (10)$$

Лабильный взвешенный органический азот X_8 , $\text{мгN} \cdot \text{дм}^{-3}$,

$$\frac{dX_8}{dt} = \alpha_{nc} f_{n8} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) X_1 - k_{8,10} \theta_{8,10}^{T-20} X_8 \frac{X_1}{K_1 + X_1}. \quad (11)$$

Устойчивый растворенный органический азот X_9 , $\text{мгN} \cdot \text{дм}^{-3}$,

$$\frac{dX_9}{dt} = \alpha_{nc} f_{rdon} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) X_1 + (k_{7,9} \theta_{7,9}^{T-20} X_7 - k_{9,11} \theta_{9,11}^{T-20} X_9) \frac{X_1}{K_1 + X_1}. \quad (12)$$

Лабильный растворенный органический азот X_{10} , $\text{мгN} \cdot \text{дм}^{-3}$,

$$\frac{dX_{10}}{dt} = \alpha_{nc} f_{n10} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) X_1 + (k_{8,10} \theta_{8,10}^{T-20} X_8 - k_{10,11} \theta_{10,11}^{T-20} X_{10}) \frac{X_1}{K_1 + X_1}. \quad (13)$$

Аммонийный азот X_{11} , $\text{мгN} \cdot \text{дм}^{-3}$,

$$\frac{dX_{11}}{dt} = \alpha_{nc} f_{n11} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) X_1 + (k_{9,11} \theta_{9,11}^{T-20} X_9 + k_{10,11} \theta_{10,11}^{T-20} X_{10}) \frac{X_1}{K_1 + X_1} - \alpha_{nc} \beta_{pn} G_p X_1 - k_{11,12} \theta_{11,12}^{T-20} X_{11} \frac{X_{17}}{K_{nit} + X_{17}}, \quad (14)$$

$$\beta_{pn} = X_{11} \frac{X_{12}}{(K_{phn} + X_{11})(K_{phn} + X_{12})} + X_{11} \frac{K_{phn}}{(X_{11} + X_{12})(K_{phn} + X_{12})}.$$

Нитратный азот X_{12} , $\text{мгN} \cdot \text{дм}^{-3}$,

$$\frac{dX_{12}}{dt} = k_{11,12} \theta_{11,12}^{T-20} X_{11} \frac{X_{17}}{K_{nit} + X_{17}} - \alpha_{nc} (1 - \beta_{pn}) G_p X_1 - k_{12,0} \theta_{12,0}^{T-20} X_{12} \frac{K_{den}}{K_{den} + X_{17}}. \quad (15)$$

В уравнениях цикла азота: α_{nc} – соотношение между азотом и углеродом в органическом веществе фитопланктона, $\text{мгN} \cdot \text{мгC}^{-1}$; $f_{n7}, f_{n8}, f_{n9}, f_{n10}, f_{n11}$ – доли $X_7, X_8, X_9, X_{10}, X_{11}$ в метаболических выделениях, остатках отмерших и выеденных водорослей, причем $\sum_{i=7}^{11} f_{ni} = 1$; $k_{7,9}, k_{8,10}$ – удельные скорости гидролиза X_7 и X_8 при температуре воды 20°C , сут^{-1} ; $k_{9,11}, k_{10,11}$ – удельные скорости минерализации X_9 и X_{10} при температуре воды 20°C , сут^{-1} ; $\theta_{7,9}, \theta_{8,10}, \theta_{9,11}, \theta_{10,11}, \theta_{11,12}$ – температурные ко-

эффициенты соответствующих процессов; K_{nit} – константа полунасыщения, учитывающая лимитирующее влияние содержания растворенного в воде кислорода на процесс нитрификации, $\text{мгO}_2 \cdot \text{дм}^{-3}$; β_{pn} – доля минерального азота, потребляемая фитопланктоном в форме N-NH_4 ; $k_{12,0}$ – удельная скорость процесса денитрификации при температуре 20°C , сут^{-1} ; $\theta_{12,0}$ – температурный коэффициент процесса денитрификации; K_{den} – константа, учитывающая влияние содержания растворенного в воде кислорода на развитие процесса денитрификации, $\text{мгO}_2 \cdot \text{дм}^{-3}$.

Уравнения цикла углерода.

Устойчивый взвешенный органический углерод X_{13} , $\text{мгC} \cdot \text{дм}^{-3}$,

$$\frac{dX_{13}}{dt} = f_{c13}k_{grz}(T)X_1 - k_{13,15}\theta_{13,15}^{T-20}X_{13} \frac{X_1}{K_1 + X_1}. \quad (16)$$

Лабильный взвешенный органический углерод X_{14} , $\text{мгC} \cdot \text{дм}^{-3}$,

$$\frac{dX_{14}}{dt} = f_{c14}k_{grz}(T)X_1 - k_{14,16}\theta_{14,16}^{T-20}X_{14} \frac{X_1}{K_1 + X_1}. \quad (17)$$

Устойчивый растворенный органический углерод X_{15} , $\text{мгC} \cdot \text{дм}^{-3}$,

$$\frac{dX_{15}}{dt} = f_{c15}k_{grz}(T)X_1 + \left(k_{13,15}\theta_{13,15}^{T-20}X_{13} - k_{15,0}\theta_{15,0}^{T-20}X_{15} \frac{X_{17}}{K_{do} + X_{17}} \right) \frac{X_1}{K_1 + X_1}. \quad (18)$$

Лабильный растворенный органический углерод X_{16} , $\text{мгC} \cdot \text{дм}^{-3}$,

$$\begin{aligned} \frac{dX_{16}}{dt} = & f_{c16}k_{grz}(T)X_1 + \left(k_{14,16}\theta_{14,16}^{T-20}X_{14} - k_{16,0}\theta_{16,0}^{T-20}X_{16} \frac{X_{16}}{K_{16} + X_{16}} \times \frac{X_{17}}{K_{do} + X_{17}} \right) \frac{X_1}{K_1 + X_1} - \\ & - \frac{5}{4} \frac{12}{14} k_{12,0}\theta_{12,0}^{T-20}X_{12} \frac{K_{den}}{K_{den} + X_{17}}. \end{aligned} \quad (19)$$

В уравнениях цикла углерода: α_{oc} – соотношение между кислородом и углеродом в органическом веществе, $\text{мгO}_2 \cdot \text{мгC}^{-1}$; $f_{c13}, f_{c14}, f_{c15}, f_{c16}$ – доли, поступающие, соответственно, в $X_{13}, X_{14}, X_{15}, X_{16}$ в результате отмирания и выедания фитопланктона; $k_{13,15}, k_{14,16}$ – удельные скорости гидролиза X_{13} и X_{14} при температуре 20°C , сут^{-1} ; $k_{15,0}, k_{16,0}$ – удельные скорости биохимического окисления X_{15} и X_{16}

при температуре воды 20°C , сут^{-1} ; K_{do} – константа полунасыщения лимитирования растворенным в воде кислородом процесса биохимического окисления органического вещества, $\text{мгO}_2 \cdot \text{дм}^{-3}$; K_{16} – константа полунасыщения интенсивности процесса биохимического окисления X_{16} , $\text{мгC} \cdot \text{дм}^{-3}$; $\theta_{13,15}, \theta_{14,16}, \theta_{15,0}, \theta_{16,0}$ – температурные коэффициенты соответствующих процессов.

Растворенный кислород X_{17} , $\text{мгO}_2 \cdot \text{дм}^{-3}$,

$$\begin{aligned} \frac{dX_{17}}{dt} = & \alpha_{oc}\beta_{Pn}G_pB_{ph} + \alpha_{nozс}(1-\beta_{Pn})G_pB_{ph} - \alpha_{oc}k_{pr}(T)X_1 - 2\alpha_{on}k_{11,12}\theta_{11,12}^{T-20}X_{11} \frac{X_{17}}{K_{nit} + X_{17}} - \\ & - \alpha_{oc} \left[k_{15,0}\theta_{15,0}^{T-20}X_{15} + k_{16,0}\theta_{16,0}^{T-20}X_{16} \frac{X_{16}}{K_{16} + X_{16}} \right] \frac{X_1}{K_1 + X_1} \frac{X_{17}}{K_{do} + X_{17}}. \end{aligned} \quad (20)$$

Здесь, α_{on} – соотношение между кислородом и азотом, $\text{мгO}_2 \cdot \text{мгN}^{-1}$, в органическом веществе; $\alpha_{nozс}$ – соотношение между кислородом и углеродом для продукции водорослей на нитратах, $\text{мгO}_2 \cdot \text{мгC}^{-1}$.

Объединение химико-биологической части модели с гидродинамической в единую гидроэкологическую модель эвтрофикации вод осуществляется на основе системы уравнений переноса неконсервативной примеси [5]:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_i}{\partial t} + B_x^{-1} \frac{\partial}{\partial x} \left(B_x u C_i - B_x D_h \frac{\partial C_i}{\partial x} \right) + B_y^{-1} \frac{\partial}{\partial y} \left(B_y v C_i - B_y D_h \frac{\partial C_i}{\partial y} \right) + \\ + \frac{\partial}{\partial z} \left((w + w_{gi}) C_i - D_v \frac{\partial C_i}{\partial z} \right) = F_i(\bar{C}, x, y, z, t) + Q_i(x, y, z, t). \end{aligned} \quad (21)$$

Здесь u, v и w – компоненты вектора скорости течений \vec{v} в направлениях x, y, z , соответственно; t – время; \bar{C} – вектор-функция переменных состояния экосистемы ($i=1,2,3...N$), элементами $C_i(x, y, z, t)$ которой являются концентрации моделируемых компонентов; w_{gi} – скорость гравитационного осаждения взвешенных компонентов; D_x, D_y, D_z – коэффициенты горизонтального и вертикального турбулентного обмена примесью; $Q_i(x, y, z, t)$ – приток i -го вещества из внешних источников (на границах расчетной области); $F_i(\bar{C}, x, y, z, t)$ – функции неконсервативности i -й примеси (вещества), представляющие собой правые части уравнений (1)-(19), которые описывают локальные потоки вещества между компонентами модели, обусловленные различными химико-биологическими процессами: $\partial C_i / \partial t = F_i$.

На каждом шаге по времени решается система уравнений переноса неконсервативных субстанций. Число уравнений типа (21), которые составляют эту систему, соответствует количеству переменных состояния экосистемы, которые моделируются.

В модели также рассчитываются потоки ки-

слорода на верхней и нижней границах водного столба и массообмен биогенными веществами между водой и донными отложениями.

Газообмен кислородом с атмосферой рассчитывается на основе зависимости [9]

$$Q_{O_2}^{atm} = \zeta_{e,i} n_v n_T (O_2^S - O_2), \quad (22)$$

где $Q_{O_2}^{atm}$ – поступление (инвазия) или выделение (эвазия) кислорода, $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{ч}^{-1}$, $\zeta_{e,i}$ – коэффициент инвазии (эвазии), $\text{дм}^3 \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{ч}^{-1}$; n_T – температурный коэффициент; n_v – интегральный ветровой коэффициент:

$$n_v = \begin{cases} 1.0 + 0.27W^2, & \text{при } W \leq 8 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1} \\ -7.4 + 0.4W^2, & \text{при } W > 8 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1} \end{cases}$$

где W – скорость ветра, $\text{м} \cdot \text{с}^{-1}$; O_2^S – насыщающая (при данной температуре и солёности воды) концентрация кислорода, $\text{мгO} \cdot \text{дм}^{-3}$.

Поглощение кислорода донными отложениями рассчитывается с помощью функциональной зависимости [10]

$$Q_{O_2}^{bot} = \frac{C_{O_2}^b}{\Pi_{O_2} + C_{O_2}^b} Q_{O_2}^{Tb} e^{\zeta_o(T-T_b)}, \quad (23)$$

где $Q_{O_2}^{Tb}$ – поток поглощения кислорода донными отложениями, $гО \cdot м^{-2} \cdot сут^{-1}$, при температуре придонных вод $T_b, ^\circ C$; $C_{O_2}^b$ – содержание кислорода в воде придонного слоя, $гО \cdot м^{-3}$; ζ_o – коэффициент, описывающий влияние температуры на поглощение кислорода донными отложениями, $^\circ C^{-1}$.

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 [10]

$$Q_{NO_3}^{bot} = k_{sw} (C_{NO_3}^{bot} - C_{NO_3}^b) e^{\zeta_{dn}(T-T_{rNO_3})}, \quad (24)$$

где k_{sw} – скорость переноса массы через границу вода-донные отложения, $м \cdot сут^{-1}$; $C_{NO_3}^b$ – концентрация нитратов в поровых водах донных отложений, $гН \cdot м^{-3}$; $C_{NO_3}^{bot}$ – концентрация нитратов в водах придонного слоя, $гН \cdot м^{-3}$; ζ_{dn} – коэффициент, описывающий влияние температуры на скорость денитрификации, $^\circ C^{-1}$; T_{rNO_3} – температура, для которой определяется поток нитратов.

Потоки аммонийного азота и фосфатов в системе вода-донные отложения полагаются зависящими от температуры воды в придонном слое

$$Q_{C_i}^{bot} = Q_{C_i}^{br} e^{\zeta_{ci}(T-T_{br})}, \quad (25)$$

где $Q_{C_i}^{br}$ – донный поток субстанции C_i , $г \cdot м^{-2} \cdot сут^{-1}$, при температуре T ;

$Q_{C_i}^b$ – донный поток субстанции C_i , $г \cdot м^{-2} \cdot сут^{-1}$, определенный при температуре T_{br} ;

ζ_{ci} – температурный коэффициент, $^\circ C^{-1}$.

Зависимость интенсивности массообмена с донными отложениями от температуры воды обусловлена тем, что при прогреве вод придонного слоя в весенне-летний период возрастают скорости минерализации аккумулярованного в донных отложениях органического вещества, что приводит к интенсификации потоков минеральных соединений биогенных элементов из донных отложений в толщу воды и потока по-

глощения кислорода донными отложениями.

3. ИСПОЛЬЗУЕМЫЕ МАТЕРИАЛЫ НАБЛЮДЕНИЙ

Для калибровки параметров химико-биологического блока модели использовались данные гидрохимических наблюдений, выполненных на акватории Тилигульского лимана в период 2002-2015 гг. специалистами Института морской биологии (ИМБ) НАН Украины и Одесского государственного экологического университета - ОГЭКУ (в 2012, 2015 гг.). Комплекс наблюдений включал в себя: концентрации растворенных минеральных форм азота (аммонийного NH_4^+ , нитритного NO_2^- и нитратного NO_3^-) и фосфора (фосфатов PO_4^{3-}), общего азота ($N_{ВАЛ}$) и фосфора ($P_{ВАЛ}$), растворенного органического вещества (POB) – по перманганатной окисляемости, растворенного кислорода (O_2). Концентрации органического азота $N_{ОРГ}$ и фосфора $P_{ОРГ}$ вычислялись по разнице между общим содержанием ($N_{ВАЛ}, P_{ВАЛ}$) и концентрацией минеральных форм ($P_{МИН}, N_{МИН}$): $N_{ОРГ} = N_{ВАЛ} - N_{МИН}, P_{ОРГ} = P_{ВАЛ} - P_{МИН}$.

Кроме того использовались гидробиологические наблюдения за автотрофным компонентами экосистемы лимана: концентрацией хлорофилла «а» и биомассой фитопланктона [2].

К сожалению, следует отметить, что наблюдения имеют эпизодический характер и неравномерно распределены по акватории лимана. Их количество значительно различается по годам и месяцам. В отдельные месяцы и годы наблюдения вообще не проводились или были единичны. Кроме того, данные гидрохимических и гидробиологических наблюдений часто не согласованы во времени и пространстве. Основная часть наблюдений относится к поверхностному слою вод и выполнена в южной части лимана. Информация о количестве наблюдений, которые приходятся на каждый месяц, и годы, в которые они были выполнены, приведена в таблицах 1, 2.

При калибровке и верификации модели использовались стандартные статистические характеристики изменчивости гидрохимических переменных, рассчитанные по сгруппированным для каждого месяца многолетним данным мониторинга (рис. 3).

Для учета вклада внешних факторов в формирование современного гидрохимического

Таблица 1 - Информация о количестве гидрохимических наблюдений в поверхностном слое вод Тилигульского лимана, выполненных в период 2002-2015 гг. и их распределение по месяцам и годам

Месяц	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Количество наблюдений	3	9	18	14	18	13	8	4
Годы	2003, 2015	2003, 2015	2006, 2008, 2012, 2015	2002, 2004, 2005, 2010, 2015	2003, 2004, 2005, 2010, 2014	2002, 2012	2003, 2004, 2014	2003, 2005

Таблица 2 - Информация о количестве наблюдений за биомассой фитопланктона, выполненных в период 2001-2011 гг. в Тилигульском лимане, и их распределение по месяцам и годам

Месяц	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Количество наблюдений	1	-	7	6	11	14	5	6	11
Годы	2011	-	2003, 2011	2006, 2008	2001, 2002, 2005, 2006	2003, 2005, 2010, 2011	2001, 2002, 2010	2003, 2010	2001, 2006, 2010

режима лимана, использовались данные гидрологических и гидрохимических наблюдений за расходами воды, концентрацией биогенных веществ в водах р. Тилигул в период 2001-2011 гг., выполненные подразделениями Гидрометеорологической службы Украины с дискретностью 1 раз в сезон на посту «Березовка», расположенном в 15 км от верховья лимана, данные гидрохимических наблюдений ИМБ НАНУ на акватории северо-западной части Черного моря вблизи Григорьевского лимана за период 2004-2014 гг., а также данные наблюдений ОГЭКУ и ИМБ НАНУ в прибрежной зоне моря вблизи входа в соединительный канал «лиман-море», выполненные в 2014-2015 гг.

Подробный анализ указанных данных гидроэкологического мониторинга лимана приведен в публикациях [2, 3].

4. КАЛИБРОВКА ПАРАМЕТРОВ И ВЕРИФИКАЦИЯ МОДЕЛИ

Калибровка параметров химико-биологического блока модели проводилась по следующей схеме. На первом этапе, на основе информации приведенной в научной литературе, определялись наиболее вероятные (типовые) значения параметров, включенных в уравнения модели, и возможный диапазон их изменчивости в условиях близких к тем, которые наблюдаются в Тилигульском лимане.

На втором этапе выполнялась калибровка параметров химико-биологического блока с использованием 1-D (по координате z) варианта

модели, в котором отключены члены уравнений гидротермодинамического блока, описывающие горизонтальный турбулентно-диффузный обмен и адвективный перенос, а также предполагается независимость всех функций от горизонтальных координат. В такой постановке учитывается только дрейфовая составляющая скорости течений, которая используется для расчета коэффициентов вертикального турбулентного обмена и диффузии. Основная задача калибровки состояла в достижении максимально возможного соответствия между данными наблюдений и расчетами внутригодовой изменчивости моделируемых переменных. Эта цель достигалась путем коррекции в допустимых пределах первичных значений констант химико-биологического блока, заданных на основании данных литературных источников.

Предварительное использование 1-D варианта модели обусловлено тем, что при калибровке модели эвтрофикации вод он требует значительно меньших затрат компьютерного времени, чем 3-D вариант. Это позволяет провести большое количество численных экспериментов с различным сочетанием параметров модели и получить необходимый характер изменчивости моделируемых переменных. Для учета поступления биогенных веществ и органики в лиман от внешних источников, в 1-D варианте модели использовалась зависимость вида [11]

$$Q_i = \sum_k \frac{q_k}{W_0} (C - C_{ki}), \quad (26)$$

где Q_i – изменение концентрации i -го вещества в результате поступления вод из внешних источников (р. Тилигул, соединительный канал «море-лиманы»); q_k – расход k -го источника, $\text{м}^3 \cdot \text{с}^{-1}$; C_{ki}, C – концентрация i -го моделируемого вещества, в водах k -го источника и водах исследуемой акватории лимана, соответственно; W_0 – суммарный объем вод зоны начального разбавления. Поскольку минерализация морских и речных вод меньше, чем лиманных, то предполагалось, что первоначальное разбавление происходит в пределах приповерхностного расчетного слоя.

Расходы воды в канале «море-река» q_s , $\text{м}^3 \cdot \text{с}^{-1}$, рассчитывались гидравлическим методом [12, 13], с использованием формулы

$$q_s = \frac{\omega}{n} R^{\frac{2}{3}} I^{\frac{1}{2}}, \quad (27)$$

где ω – площадь живого сечения канала, м^2 ; n – коэффициент шероховатости; R – гидравлический радиус, м; I – уклон водной поверхности, которые рассчитываются следующим образом:

$$R = \frac{\omega}{\chi}; \quad \chi = b_c + 2h_c \sqrt{1+m^2}; \quad I = \frac{\xi_S - \xi_L}{L_c};$$

$$h_c = \frac{\xi_S + \xi_L - 2\xi_{bot}}{2}.$$

Здесь χ – смоченный периметр, м; b_c – ширина канала по дну, м; m – коэффициент заложения откосов; h_c – глубина наполнения канала, м; ξ_S – отметка уровня моря, м БС; ξ_L – отметка уровня воды в лимане, м; ξ_{bot} – отметка дна канала, м БС; L_c – длина канала, м.

Калибровка 1-D варианта модели выполнялась в три этапа. На первом этапе калибровались параметры уравнений динамики биомассы фитопланктона (1) органического фосфора (5-8), азота (13), углерода (16-19). Сезонная динамика остальных переменных модели задавалась по данным наблюдений. На втором шаге калибровались параметры уравнений для минеральных форм фосфора (9) и азота (14-15). При этом корректировались параметры уравнений для органических форм биогенных элементов.

Моделирование внутригодовой динамики гидроэкологических переменных модели выполнялось при гидрометеорологических условиях 2010 г. и типичного (по гидрометеорологическим условиям) года для периода 1990-2010 гг., выбранного с базы данных ENSEMBLES для

регионального климатического сценария, рассчитанного по модели MPI-REMO (M10) [2, 14-15]. В первом случае, необходимые для гидродинамического и экологического моделирования метеорологические и океанографические параметры: скорость и направление ветра, температура воздуха, балл общей облачности, относительная влажность воздуха, атмосферные осадки, уровень моря, температура и соленость морской воды – задавались на основе данных наблюдений на прибрежной морской ГМС «Порт-Южный». Период функционирования канала, в соответствии с данными наблюдений, задавался с третьей декады апреля до середины августа. Расходы р. Тилигул (среднедекадные значения) задавались на основе данных наблюдений, выполненных на посту «Березовка». Во втором случае, использовались данные об изменчивости среднесуточных значений указанных метеорологических параметров в течение типичного года периода 1990-2010 гг. по сценарию M10, а также осредненные за этот же период среднемесячные значения расходов р. Тилигул, атмосферных осадков, уровня моря, температуры и солености морской воды. Время функционирования канала задавалось в соответствии с традиционной схемой его рыбохозяйственного использования – с начала мая до середины июня и с середины сентября по середину октября.

Результаты верификации 1-D варианта модели при средних для водоема морфометрических характеристиках приведены на рис. 3.

5. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Результаты верификации модели эвтрофикации вод свидетельствуют, что она позволяет отобразить основные особенности годовой динамики гидроэкологических характеристик лимана в вегетационный период фитопланктона (апрель-август), в частности условия, определяющие процессы первичного продуцирования, биохимического окисления органического углерода, регенерации минеральных форм биогенных элементов. Наибольшие отклонения в диапазоне изменчивости моделируемых и наблюдаемых значений отмечаются в весенние и осенние месяцы, особенно для органического азота и фосфора, когда существенный вклад в формирование их концентраций вносят процессы ветроволнового взмучивания донных отложений, продукция-деструкция макрофитов на мелководье, которые не учитываются в представленном варианте модели. Кроме того, в эти же месяцы увеличивается влияние на формирование на-

блюдаемых значений гидрохимических характеристик лиманных вод стока р. Тилигул и морских вод, диапазон колебаний показателей качества вод которых очень широкий [3].

Поскольку с конца 2015 г. проводятся работы по реконструкции соединительного канала «морелиман» с целью увеличения водообмена

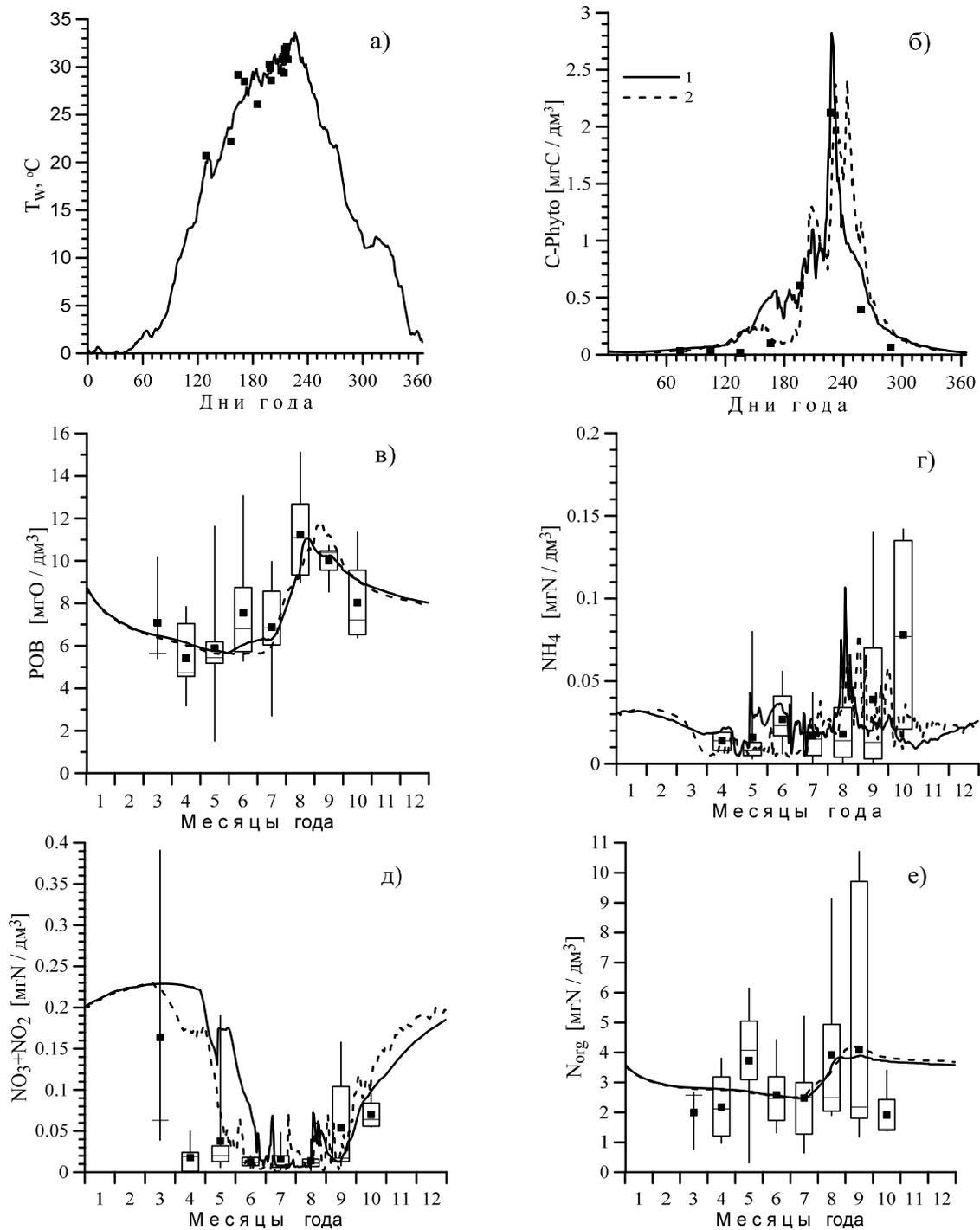


Рис. 3 – Внутригодовая динамика моделируемых гидроэкологических переменных при гидрометеорологических условиях 2010 г. (1) и типичных условиях для периода 1990-2010 гг. (2), а также характеристики изменчивости этих переменных, установленные в результате помесячного статистического анализа данных наблюдений в период 2002-2015 гг. (приведены минимальные, максимальные, медианные (черта) и средние (черные квадраты) значения, а также значения 25 % и 75 % квантилей – нижняя та верхняя границы прямоугольников): а) температура воды; б) биомасса фитопланктона; в) концентрация органического вещества; г) аммонийный азот; д) нитратный азот; е) органический азот; ж) фосфаты; з) органический фосфор в приповерхностном 4-метровом слое.

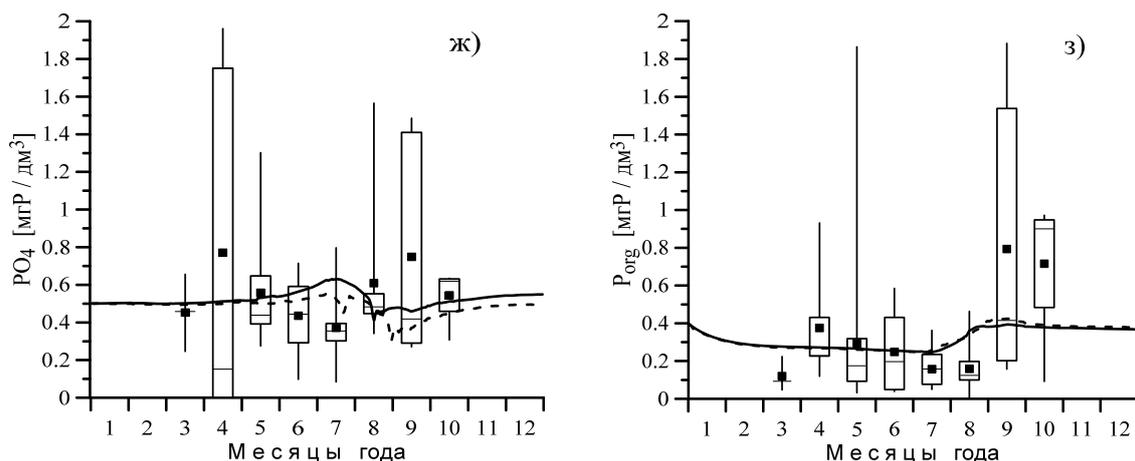


Рис. 3 – Окончание

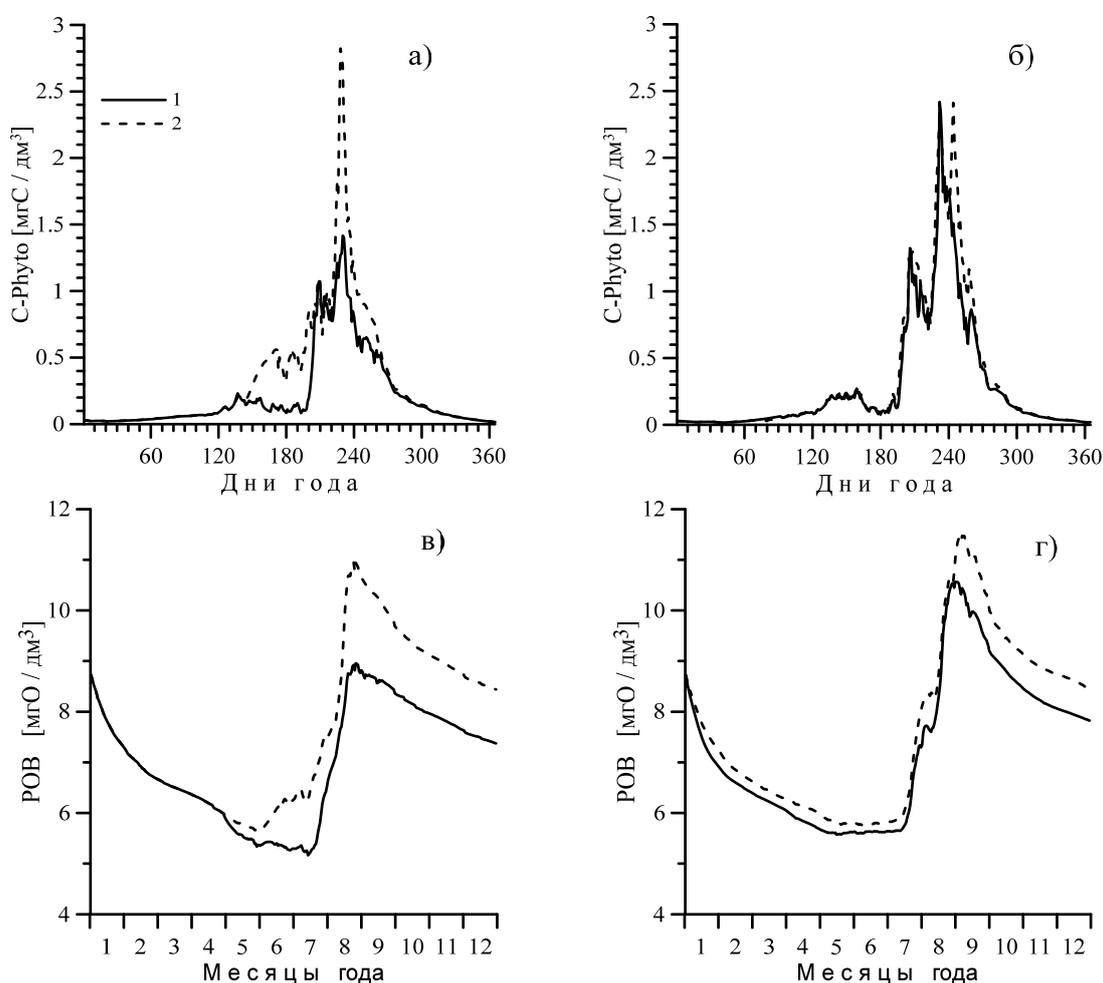


Рис. 4 – Внутригодовая динамика биомассы фитопланктона (а, б) и концентрация органического вещества (в, г) при средней глубине соединительного канала 2,0 м (1) и 0,5 м (2) при условиях 2010 г. (а, в) и типичных условиях для периода 1990-2014 гг. (б, г).

Тилигульского лимана с морем путем его углубления, то актуальным представляется решение задачи оценки возможного влияния интенсифицированного водообмена на характеристики гидроэкологического режима лимана и его

трофический статус.

Для решения этой задачи была использована вышеописанная модель эвтрофикации вод. Сравнивалась годовая динамика моделируемых переменных, рассчитанная при средней глубине

соединительного канала 0,5 и 2,0 м. Предполагалось, что при условиях 2010 г. углубленный канал, также как и ранее, функционировал с третьей декады апреля до середины августа, а при условиях типового года, в отличие от верифицируемого случая – весь год. Результаты расчетов, приведенные на рис. 4, свидетельствуют, что усиление водообмена с морем, при углублении соединительного канала, приведет к улучшению трофического статуса лимана, поскольку будет способствовать уменьшению продукции фитопланктона и органического вещества в его водах.

6. ВЫВОДЫ

Разработана новая численная математическая модель эвтрофикации вод морских и лиманных экосистем северо-западного Причерноморья, которая верифицирована и апробирована на примере Тилигульского лимана. Результаты верификации одномерного (по вертикальной координате) варианта модели для случая Тилигульского лимана, свидетельствуют об адекватности отображения ею основных химико-биологических процессов и особенностей внутригодовой динамики гидроэкологических характеристик лимана. Использование модели для оценки влияния углубления соединительного канала «лиман-море» на гидроэкологические характеристики лимана показало, что усиление водообмена с морем через канал будет способствовать уменьшению продукции фитопланктона и концентрации органического вещества в водах лимана и, в конечном итоге, приведет к улучшению его трофического статуса.

В дальнейшем модель предполагается использовать для оценки эффективности различных сценариев управления гидроэкологическим режимом лиманов северо-западного Причерноморья с учетом изменения климатических условий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Тучковенко Ю. С., Лобода Н. С. Влияние изменений климата на стратегию водного менеджмента лагун северо-западного Причерноморья. *Тези доповідей Першого Всеукр. гідрометеорологічного з'їзду*, 22-23 березня. Одеса : ТЕС, 2017. С. 312-313.
2. Водні ресурси та гідроекологічний стан Тилигульського лиману: монографія / Тучковенко Ю. С., Лобода Н. С., Гриб О. М. та ін.; за ред. Ю. С. Тучковенка, Н. С. Лободи. Одеса : ТЕС, 2014. 277 с.
3. Тучковенко Ю. С., Богатова Ю. И., Тучковенко О. А. Гидрохимический режим Тилигульского лимана в современный период. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2015. Вип. 19. С. 126-132.

4. Hess, K.W. (2000). *Mecca2 Program Documentation*. NOAA Technical Report NOS CS 5, Silver Spring, MD.
5. Иванов В. А., Тучковенко Ю. С. Прикладное математическое моделирование качества вод шельфовых морских экосистем : монография / МГИ НАН Украины. Севастополь, 2006. 368 с.
6. Тучковенко Ю. С., Иванов В. А. Моделирование процессов формирования качества вод северо-западной части Черного моря. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2007. Вып. 15. С. 304-325.
7. Тучковенко Ю. С., Иванов В. А., Сапка О. Ю. Оценка влияния береговых антропогенных источников на качество вод Одесского района северо-западной части Черного моря : монография. Севастополь : НПЦ ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. 169 с.
8. HydroQual. (2004). *User's Guide for RCA (Release 3.0). Appendix A*. Mahwah, New Jersey. URL: <https://production.wordpress.uconn.edu/swem/wpcontent/uploads/sites/1563/2013/03/RCA-Release-3.0-Rev.1.0.pdf> (accessed 25.05.2018)
9. Ляхин Ю. И. О скорости обмена кислородом между океаном и атмосферой. *Океанология*. 1980. Т. 18. № 6. С. 1014-1021.
10. Cerco, Carl F. Cole, Thomas. (1995). *User's guide to the CE-QUAL-ICM three-dimensional eutrophication model: release version 1.0*. U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station. URL: http://acwc.sdp.sirsi.net/client/en_US/search/asset/1002903;jsessionid=900370E4763DE3E4B9A81656131A4B43.enterprise-15000 (accessed 25.05.2018).
11. Страшкраба М., Гнау А. Пресноводные экосистемы. Математическое моделирование / пер. с англ. В. А. Пучкина; под ред. В. И. Беляева. Москва : Мир, 1989. 376 с.
12. Мороз М. Ф., Водчиц Н. Н. Гидротехнические сооружения : метод. указания / Брестский госуд. техн. ун-т. Брест, 2007. 37 с.
13. Гідротехнічні споруди : підручник для вузів / Дмитрієв А. Ф., Хлапук М. М., Шумінській В. Д. та ін.; за ред. А. Ф. Дмитрієва. Рівне : Вид-во Рівненського державного технічного університету, 1999. 328 с.
14. Лобода Н. С., Тучковенко Ю. С., Хохлов В. М. та ін. Вибір типових років в басейні Тилигульського лиману при розрахунках стоку за сценарієм глобального потепління М10. *Лимани північно-західного Причерномор'я: сучасний гідроекологічний стан, проблеми водного та екологічного менеджменту та шляхи їх вирішення*: матеріали Всеукр. наук.-практ. конф., 1-3 жовтня. Одеса. 2014. С. 28-30.
15. Моделювання зміни гідроекологічних умов в лиманах Північно-західного Причерномор'я в контексті змін клімату у XXI столітті на прикладі Тилигульського лиману. Звіт про НДР. ДР № 0115U004748 / наук. керів. Ю. С. Тучковенко; Одеський державний екологічний університет. Одеса, 2016. 232 с.

REFERENCES

1. Tuchkovenko, Yu.S., Loboda, N.S. (2017). [Impact of the climate change on the strategy of water management of lagoons of the Northwestern Black Sea]. *Tezy dopovidei Pershoho Vseukrainskoho hidrometeorologichnoho zizdu z mizhnarodnoiu uchastiu* [Proceedings of the First All-Ukrainian Hydrometeorological Congress with International Participation], 22-23 March. Odessa, pp. 312–313 (in Ukr.)

2. Tuchkovenko, Yu.S., Loboda, N.S. (Eds). (2014). *Vodni resursy ta hidroekologichnyi stan Tylihulskoho lymanu* [Water resources and hydroecological conditions of the Tylihulskiy Liman Lagoon]. Odesa : TES Publ. (in Ukr.)
3. Tuchkovenko, Yu. S., Bogatova, Yu.I., Tuchkovenko, O.A. (2015). [Hydrochemical regime of Tylihulskiy Liman in modern period]. *Visnik Odes'kogo derzhavnogo ekologichnogo universitetu* [Bulletin of Odessa State Environmental University], 19, 126–133. (in Russ.)
4. Hess, K.W. (2000). *Mecca2 Program Documentation*. NOAA Technical Report NOS CS 5, Silver Spring, MD.
5. Ivanov, V.A., Tuchkovenko, Y.S. (2006). *Prikladnoye matematicheskoe modelirovaniye kachestva vod shelfovykh morskikh ekosistem* [Applied Mathematical Water-Quality Modeling of Shelf Marine Ecosystems]. Marine Hydrophysical Institute of NASU, Sevastopol. (in Russ.)
6. Tuchkovenko, Yu.S., Ivanov, V.A. (2007). [Modelling formation of quality of waters of the Northwestern part of the Black Sea]. *Ekologicheskaya bezopasnost pribrezhnoy i shelfvoy zon i kompleksnoye ispolzovanie resursov shelfa* [Ecological safety of coastal and the shelf zones and complex use of shelf resources], 15, 304–325. (in Russ.)
7. Tuchkovenko, Y.S., Ivanov, V.A., Sapko, O.Y. (2011). *Otsenka vliyaniya beregovykh antropogennykh istochnikov na kachestvo vod Odesskogo rayona severo-zapadnoy chasti Chernogo morya* [Assessment of coastal anthropogenic sources impact on water quality in north-western part of Black Sea near Odessa]. Marine Hydrophysical Institute of NASU and Odessa State Environmental University, Sevastopol : ECOSY-Hydrophysics Publ. (in Russ.)
8. HydroQual. (2004). *User's Guide for RCA (Release 3.0). Appendix A*. Mahwah, New Jersey. Available at: <https://production.wordpress.uconn.edu/swem/wpcontent/uploads/sites/1563/2013/03/RCA-Release-3.0-Rev.1.0.pdf> (accessed 25.05.2018)
9. Lyakhin, Yu.I. (1980). [On velocity of exchange of oxygen between the ocean and the atmosphere]. *Okeanologiya* [Oceanology], 18 (6), 1014-1020. (in Russ.)
10. Cerco, Carl F. Cole, Thomas. (1995). *User's guide to the CE-QUAL-ICM three-dimensional eutrophication model: release version 1.0*. U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station. Available at: http://acwc.sdp.sirsi.net/client/en_US/search/asset/1002903;jsessionid=900370E4763DE3E4B9A81656131A4B43.enterprise-15000 (accessed 25.05.2018).
11. Straškraba, M., Gnauck, A. (1985). *Developed in Environmental Modelling. Vol.8. Freshwater ecosystems. Modelling and simulation*. Amsterdam-Oxford – New York – Tokyo: Elsevier.
12. Moroz, M.F., Vodchits, N.N. (2007). *Gidrotehnicheskie sooruzheniya* [Hydrotechnical structures]. Brest State Technical University, Brest. (in Russ.)
13. Dmytriiev, A.F., Khlapuk, M.M., Shuminskii, V.D. et al. (1999). *Hidrotekhnichni sporudy* [Hydrotechnical structures]. In Dmytriiev, A.F. (Ed). Rivne : Publ. of Rivne State Technical University. (in Ukr.)
14. Loboda, N.S., Tuchkovenko, Yu.S., Khokhlov V.M. et al. (2014). [The choice of typical years for the Tylihulskiy estuary basin in the calculation of runoff under the global warming scenario M10]. *Materialy Vseukrainskoi naukovopraktychnoi konferentsii "Lymany pivnichnozakhidnoho Prychornomoria : suchasnyi hidroekologichnyi stan, problemy vodnoho ta ekolohichnoho menedzhmentu ta shliakhy yikh vyrishennia"* [Proceedings of the All-Ukrainian Scientific and Practical Conference "Estuaries of the north-western Black Sea : modern hydroecological state, problems of water and environmental management and ways of their solution"], 1-3 October, Odessa, pp. 28-30. (in Ukr.)
15. Tuchkovenko, Yu.S. (scient. chief). (2016). *Modeliuvannia zminy hidroekologichnykh umov v lymanakh pivnichnozakhidnoho Prychornomoria v konteksti zmin klimatu u XXI stolitti na prykladi Tylihulskoho lymanu : Zvit pro NDR. DR №0115U004748* [Simulation of the change of hydroecological conditions in the estuaries of the Northwestern Black Sea in the context of the climate change in the 21st century by the example of the Tylihulskiy Liman : Research report. SR 0115U004748]. Odessa State Environmental University. Odesa. (in Ukr.)

THE MODEL OF EUTROPHICATION OF MARINE AND ESTUARINE ECOSYSTEMS IN THE NORTHWEST BLACK SEA REGION

Yu. S. Tuchkovenko, DSc (Geography)
O. A. Tuchkovenko

*Odessa State Environmental University,
15, Lvivska St., 65016 Odessa, Ukraine, tuch2001@ukr.net*

The paper outlines the mathematical structure of the numerical mathematical model of water eutrophication. The model is based on the numerical non-stationary hydrothermodynamic model MECCA (Model for Estuarine and Coastal Circulation Assessment) supplemented with a chemical-biological modular unit designed in accordance with the principles of preparation of the water quality model RCA-HydroQual with some modifications introduced by the author. The chemical-biological unit of the model includes a description of the dynamics of the following hydroecological variables at a local point of space: biomass of phytoplankton, mineralization-resistant organic phosphorus in suspended (detrital) and dissolved fractions, labile organic phosphorus in suspended and dissolved fractions, dissolved mineral phosphorus, stable organic nitrogen in suspended and dissolved fractions, labile organic nitrogen in suspended and dissolved fractions, ammonium and nitrate nitrogen, suspended and dissolved fractions of organic carbon resistant to biochemical oxidation, suspended and dissolved fractions of labile organic carbon and water-dissolved oxygen.

The paper presents results of calibration and verification of 1D version of the model for the case of the Tylihulskiy Liman (Estuary) in the northwestern part of the Black Sea. A conclusion is drawn that the model makes it possible to display the main features of the annual dynamics of

hydroecological characteristics of the liman during phytoplankton vegetation season, in particular, the conditions determining the processes of primary production and biochemical oxidation of organic substance, regeneration of mineral forms of biogenic elements. Application of the model in order to assess the impact of deepening the 'liman-sea' connecting canal on the hydroecological characteristics of the Tyligulskiy Liman proved that intensification of water exchange with the sea through the canal will help to reduce phytoplankton production, concentration of organic substance in the water of the liman and, ultimately, will lead to improvement of its trophic status. The model is expected to be further used to assess the effectiveness of various scenarios of managing the hydroecological regime of the limans of the north-western Black Sea region considering the changes of climatic conditions.

Key words: eutrophication of water, numerical modeling, the Tyligulskiy Liman, the Black Sea

МОДЕЛЬ ЕВТРОФІКАЦІЇ МОРСЬКИХ ТА ЛИМАННИХ ЕКОСИСТЕМ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

Ю. С. Тучковенко, д. геогр. н.
О. А. Тучковенко

Одеський державний екологічний університет,
вул. Львівська, 15, 65016, Одеса, Україна, tuch2001@ukr.net

Викладена математична структура чисельної математичної моделі евтрофікації вод. Модель побудована на базі чисельної нестационарної гідротермодинамічної моделі МЕССА (Model for Estuarine and Coastal Circulation Assessment) доповненої хіміко-біологічним блоком, який розроблений відповідно до принципів побудови моделі якості вод RCA-HydroQual з авторськими модифікаціями. Хіміко-біологічний блок моделі включає опис динаміки в локальній точці простору наступних гідроекологічних змінних: біомаса фітопланктону, стійкий до мінералізації органічний фосфор у зваженій (детритній) і розчиненій фракціях, лабільний органічний фосфор у зваженій і розчиненій фракціях, розчинений мінеральний фосфор, стійкий органічний азот у зваженій і розчиненій фракціях, лабільний органічний азот у зваженій і розчиненій фракціях, амонійний і нітратний азот, зважена і розчинена фракції стійкого до біохімічного окислення органічного вуглецю, зважена і розчинена фракції лабільного органічного вуглецю, розчинений у воді кисень. Представлені результати калібрування і верифікації 1-D варіанту моделі для випадку Тилігульського лиману північно-західній частині Чорного моря. Зроблено висновок про те, що модель дозволяє відобразити основні особливості річної динаміки гідроекологічних характеристик лиману в період вегетації фітопланктону, зокрема умови, що визначають процеси первинного продукування і біохімічного окислення органічної речовини, регенерації мінеральних форм біогенних елементів. Використання моделі для оцінки впливу поглиблення з'єднувального каналу «лиман-море» на гідроекологічні характеристики Тилігульського лиману показало, що посилення водообміну з морем через канал сприятиме зменшенню продукції фітопланктону, концентрації органічної речовини в водах лиману і, в кінцевому підсумку, призведе до поліпшення його трофічного статусу. Надалі модель передбачається використовувати для оцінки ефективності різних сценаріїв управління гідроекологічним режимом лиманів північно-західного Причорномор'я з урахуванням зміни кліматичних умов.

Ключові слова: евтрофікація вод, чисельне моделювання, Тилігульський лиман, Чорне море.

Подання до редакції : 03. 06. 2018
Надходження остаточної версії : 10. 06. 2018
Публікація статті : 29. 06. 2018