

В.А.Иванов, В.В.Фомин, А.А.Полозок

*Морской гидрофизический институт РАН, г.Севастополь***РАСПРОСТРАНЕНИЕ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОД ИЗ НЕСТАЦИОНАРНОГО ПОДВОДНОГО ИСТОЧНИКА В СТРАТИФИЦИРОВАННОЙ СРЕДЕ ПРИ НАЛИЧИИ ВЕРТИКАЛЬНОГО СДВИГА СКОРОСТИ ТЕЧЕНИЯ**

Исследуются аномалии пространственной структуры прибрежных вод, вызванные действием заглубленного источника загрязнения, в стратифицированной среде на основе численного моделирования. Задача решается применительно к выпуску сточных вод в Голубой бухте г.Севастополя. Вертикальное распределение температуры (T) и солености (S) морской воды соответствует весеннему периоду. Действие источника вызывает возникновение факела и струи загрязненных вод. После отключения источника факел отрывается от источника, область загрязнения смещается вниз по течению. Наибольшему загрязнению подвержен слой пикноклина (7 – 10 м), где площадь загрязнения достигает 0,3 – 0,5 км². С увеличением вертикального сдвига скорости течения время существования зон загрязнения увеличивается, а струя загрязненных вод смещается в сторону поверхности моря и становится более локализованной по вертикали. Загрязненные воды имеют отрицательные аномалии T и S , достигающие в пикноклине – 2,1 °С и – 1,7 ‰ соответственно. Величины отрицательных аномалий T и S пропорциональны величине вертикального сдвига скорости фонового течения.

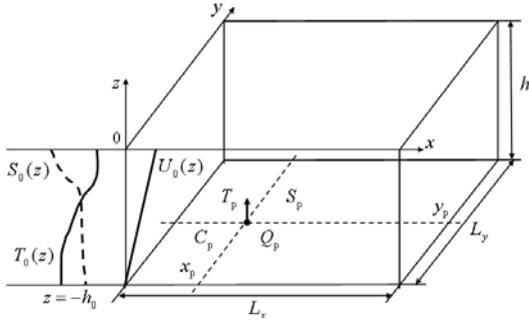
КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: *прибрежная зона, антропогенные воздействия, подводный выпуск, вертикальный сдвиг скорости течения, численное моделирование*

Выпуски загрязненных вод вносят существенный вклад в антропогенную нагрузку на прибрежные морские акватории. Для изучения их динамики используются контактные и дистанционные методы измерений [1 – 4], физическое и математическое моделирование [3, 5 – 8]. В работе [8] в рамках трехмерной гидродинамической модели эта задача решается применительно к подводному выпуску в Голубой бухте г.Севастополя. В качестве фоновых характеристик используются данные наблюдений. Показано, что пространственная структура загрязненных вод зависит от особенностей плотностной стратификации и величин скорости фонового течения. Основной фактор, препятствующий подъему загрязнений к поверхности моря, – слои с большими вертикальными градиентами плотности воды и горизонтальная адвекция. В настоящей работе проведено обобщение задачи из работы [8] на случай, когда расход воды в источнике зависит от времени и скорость фонового течения меняется по вертикали.

Постановка задачи и метод решения. Рассматривается непрерывно стратифицированная область прибрежной зоны, ограниченная свободной поверхностью, ровным дном и жидкими боковыми границами (рис.1). В начальный момент времени $t = 0$ термогидродинамические поля имеют вид:

$$u = U_0(z), \quad v = 0, \quad w = 0, \quad T = T_0(z), \quad S = S_0(z), \quad C = 0, \quad (1)$$

где u, v, w – компоненты скорости течения вдоль осей x, y, z соответственно;



Р и с . 1 . Расчетная область и входные данные.

локальный нестационарный источник массы, моделирующий выпуск сточных вод. Известны следующие параметры источника: Q_p – расход воды; d – горизонтальный размер; T_p , S_p – температура и соленость втекающей воды; C_p – концентрация загрязнения в источнике. Ставится задача исследовать эволюцию полей C , T и S под воздействием источника загрязненных вод при заданных вертикальных распределениях $T_0(z)$, $S_0(z)$ и $U_0(z)$.

В основу численной модели положены трехмерные σ -координатные уравнения динамики океана в приближении Буссинеска и гидростатики следующего вида (здесь предполагается суммирование по повторяющимся индексам α и β от 1 до 2):

$$\frac{\partial}{\partial t}(Du_\alpha) + \Lambda u_\alpha + gD \frac{\partial \eta}{\partial x_\alpha} + DB_\alpha = \frac{\partial}{\partial x_\beta}(D\tau_{\alpha\beta}) + \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_M}{D} \frac{\partial u_\alpha}{\partial \sigma} \right), \quad (2)$$

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_\alpha}(Du_\alpha) + \frac{\partial w_*}{\partial \sigma} = 0, \quad (3)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(DT) + \Lambda T = \frac{\partial}{\partial x_\beta} \left(A_T \frac{\partial T}{\partial x_\beta} \right) + \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_T}{D} \frac{\partial T}{\partial \sigma} \right), \quad (4)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(DS) + \Lambda S = \frac{\partial}{\partial x_\beta} \left(A_S \frac{\partial S}{\partial x_\beta} \right) + \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_S}{D} \frac{\partial S}{\partial \sigma} \right), \quad (5)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(DC) + \Lambda C = \frac{\partial}{\partial x_\beta} \left(A_C \frac{\partial C}{\partial x_\beta} \right) + \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_C}{D} \frac{\partial C}{\partial \sigma} \right), \quad (6)$$

$$\rho = \rho(T, S), \quad (7)$$

$$\Lambda \varphi = \frac{\partial}{\partial x_\beta}(Du_{\beta\varphi}) + \frac{\partial}{\partial \sigma}(w_* \varphi), \quad B_\alpha = \frac{g}{\rho_0} \left(\frac{\partial}{\partial x_\alpha} D \int_\sigma^0 \rho d\sigma' + \sigma \frac{\partial D}{\partial x_\alpha} \rho \right), \quad (8)$$

$$\tau_{\alpha\alpha} = 2A_M \frac{\partial u_\alpha}{\partial x_\alpha}, \quad \tau_{\alpha\beta} = \tau_{\beta\alpha} = A_M \left(\frac{\partial u_\beta}{\partial x_\alpha} + \frac{\partial u_\alpha}{\partial x_\beta} \right), \quad (9)$$

T , S – температура и соленость воды; $U_0(z)$ – скорость фонового течения, $T_0(z)$, $S_0(z)$ – фоновые распределения температуры и солености воды; C – концентрация загрязняющей примеси. Процессы деструкции загрязняющего вещества не учитываются. Поэтому C считается консервативной субстанцией.

При $t > 0$ внутри области на дне начинает действовать ло-

где $(x_1, x_2) = (x, y)$; σ – безразмерная вертикальная координата, изменяющаяся в пределах от -1 до 0 ; $(u_1, u_2) = (u, v)$ – горизонтальные компоненты скорости течения; w_* – нормальная к поверхностям $\sigma = \text{const}$ компонента скорости течения; ρ – плотность морской воды; $D = h_0 + \eta$; h_0 – глубина бассейна; η – координата свободной поверхности; $\tau_{\alpha\beta}$ – компоненты тензора турбулентных напряжений; $A_M, K_M, A_T, K_T, A_S, K_S, A_C, K_C$ – коэффициенты турбулентной вязкости и диффузии; g – ускорение свободного падения; ρ_0 – средняя плотность воды.

На свободной поверхности ($\sigma = 0$) граничные условия имеют вид:

$$w_* = 0, \quad \frac{K_M}{D} \frac{\partial u_\alpha}{\partial \sigma} = 0, \quad \frac{K_T}{D} \frac{\partial T}{\partial \sigma} = 0, \quad \frac{K_S}{D} \frac{\partial S}{\partial \sigma} = 0, \quad \frac{K_C}{D} \frac{\partial C}{\partial \sigma} = 0. \quad (10)$$

Граничные условия на дне за пределами источника ($\sigma = -1, x \neq x_p, y \neq y_p$) записываются следующим образом:

$$w_* = 0, \quad \frac{K_M}{D} \frac{\partial u_\alpha}{\partial \sigma} = \mu |u| u_\alpha, \quad \frac{K_T}{D} \frac{\partial T}{\partial \sigma} = 0, \quad \frac{K_S}{D} \frac{\partial S}{\partial \sigma} = 0, \quad \frac{K_C}{D} \frac{\partial C}{\partial \sigma} = 0, \quad (11)$$

где μ – коэффициент донного трения; $|u| = \sqrt{u_1^2 + u_2^2}$.

Граничные условия на дне в области действия источника ($\sigma = -1, x = x_p, y = y_p$) можно представить в виде:

$$w_* = w_p, \quad \frac{K_M}{D} \frac{\partial u_\alpha}{\partial \sigma} = \mu |u| u_\alpha, \quad (12)$$

$$\frac{K_T}{D} \frac{\partial T}{\partial \sigma} = w_p (T - T_p), \quad \frac{K_S}{D} \frac{\partial S}{\partial \sigma} = w_p (S - S_p), \quad \frac{K_C}{D} \frac{\partial C}{\partial \sigma} = w_p (C - C_p). \quad (13)$$

Здесь $w_p = Q_p / d^2$ – скорость вытекания воды из источника.

Коэффициент горизонтальной турбулентной вязкости A_M вычисляется с помощью формулы Смагоринского [9]. Коэффициенты горизонтальной турбулентной диффузии тепла, солей и загрязняющей примеси принимаются равными $0,2A_M$. Для определения коэффициентов вертикальной турбулентной вязкости и диффузии используется модель Мейлора-Ямады [10].

Численный алгоритм решения системы (2) – (13) основан на разделении задачи на баротропную и бароклинную моды и применении явных схем по горизонтальным координатам и неявных схем – по σ -координате. Для аппроксимации адвективных операторов Λ в (2), (4) – (6) используются схемы TVD [11]. Эти схемы обладают свойством монотонности, что является необходимым условием для адекватного моделирования полей с большими пространственными градиентами. Детальное описание численного алгоритма модели приведено в работе [12].

Расчеты проводились для прямоугольной области размерами (рис.1): $L_x = 3$ км, $L_y = 2$ км, $h_0 = 30$ м. Координаты источника примеси: $x_p = 700$ м, $y_p = 1000$, $z_p = -h_0$. Использовалась прямоугольная разностная сетка с шагом 20 м по горизонтали и шагом 1 м – по вертикали. Граничные условия при $x = 0$ задавались в виде (1). На остальных жидких границах применялись

условия свободного прохождения. Уравнение состояния морской воды (7) задавалось формулой *UNESCO*. Коэффициент донного трения в граничных условиях (11), (12) определялся по формуле $\mu = 0,16/\ln^2(\delta z/z_b)$, где δz – расстояние по вертикали от дна до точки, в которой определяется коэффициент трения; $z_b = 0,01$ м – параметр шероховатости донной поверхности. Уравнения модели интегрировались с шагом 5 с для бароклинной моды и 0,25 с – для баротропной моды.

Результаты численного моделирования. В численных экспериментах скорость фонового течения $U_0(z) = U_s - (U_b - U_s) z/h_0$, где $U_s = 7,5$ см/с – скорость течений на поверхности бассейна, U_b – скорость течения у дна. Величина U_b изменялась в пределах 0 – 7,5 см/с. Выбор таких значений U_s и U_b основан на результатах измерений в районе Гераклеийского п-ова [13].

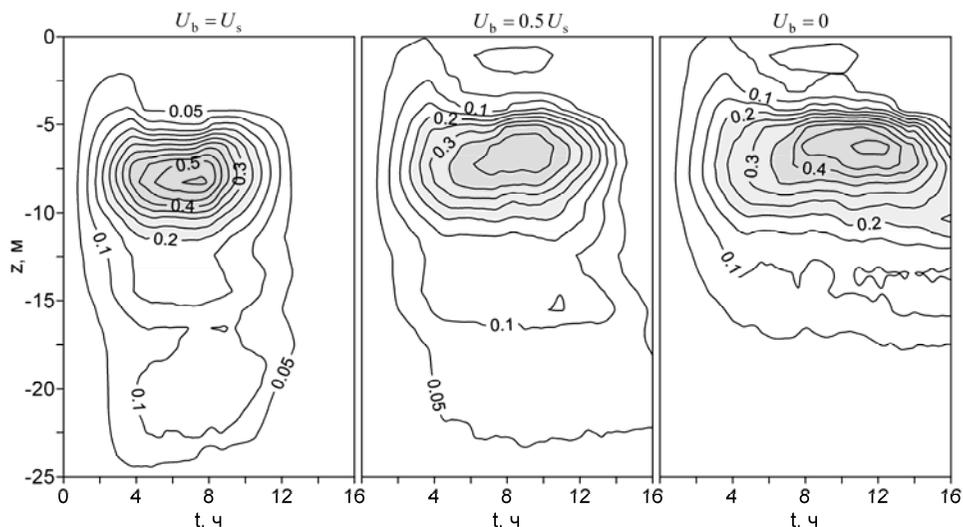
В качестве $T_0(z)$ и $S_0(z)$ использовались осредненные распределения температуры и солёности в районе подводного выпуска для мая 2016 г., приведенные в [8]. Для этих распределений скачок плотности воды располагался на глубинах 8 – 10 м. Именно при таких условиях над выпуском было обнаружено поверхностное пятно загрязненных вод.

В расчетах источник загрязнения действовал в течение 4 ч. За первые полчаса расход воды линейно увеличивался от нуля до своего максимального значения Q_0 и далее оставался неизменным в течение 3,5 ч. В следующие полчаса расход линейно уменьшался до нуля. Таким образом, моделировались три фазы действия источника: включение, сброс сточных вод при постоянной мощности источника, отключение. Расчеты проводились при $d = 20$ м и $Q_0 = 2,1$ м³/с. Концентрация загрязнения во втекающей воде $C_p = 500$ мг/л. Предполагалось, что втекает пресная вода ($S_p = 0$) с температурой, равной фоновой температуре воды у дна, т.е. $T_p = T_0(-h_0)$.

Для разных значений вертикальных сдвигов скорости течения были получены зависимости площади загрязненных вод (A) от глубины и времени. Границы областей загрязнения определялись условием: $c(x, y, z, t) \geq 0,1$ %, где $c = 100\%C/C_p$ – относительная концентрация загрязнения.

Примеры функции $A(z, t)$ для трех значений U_b показаны на рис.2. Изолинии A проведены с интервалом 0,05 км². Как видно, во всех случаях наиболее загрязненным оказывается слой 5 – 10 м, где A достигает 0,3 – 0,5 км². В безсдвиговом течении ($U_b = U_s$) вследствие более сильной горизонтальной адвекции часть примеси остается в нижнем слое, формируя здесь область загрязненных вод (значения $A \geq 0,1$ км² прослеживаются до глубины 22,5 м). В сдвиговом течении ($U_b = 0$) основные слои загрязнения локализованы в районе пикноклина и выше. При этом граница области загрязнения, определяемая изолинией $A = 0,1$ км², не опускается ниже глубины 15 м. В безсдвиговом течении максимуму A соответствует $t = 7,5$ ч и $z = 8,5$ м. В случае $U_b = U_s$ максимальные значения A возникают при $t = 12$ ч на глубине $z = 6$ м. Из приведенных рисунков следует, что с увеличением сдвига скорости течения турбулентное перемешивание вод становится слабее и зоны загрязнения существуют дольше.

Как показали расчеты, после включения источника возникает факел загрязненных вод, который достигает поверхности моря примерно через 30 мин. После выхода источника на стационарный режим в районе пикноклина начи-



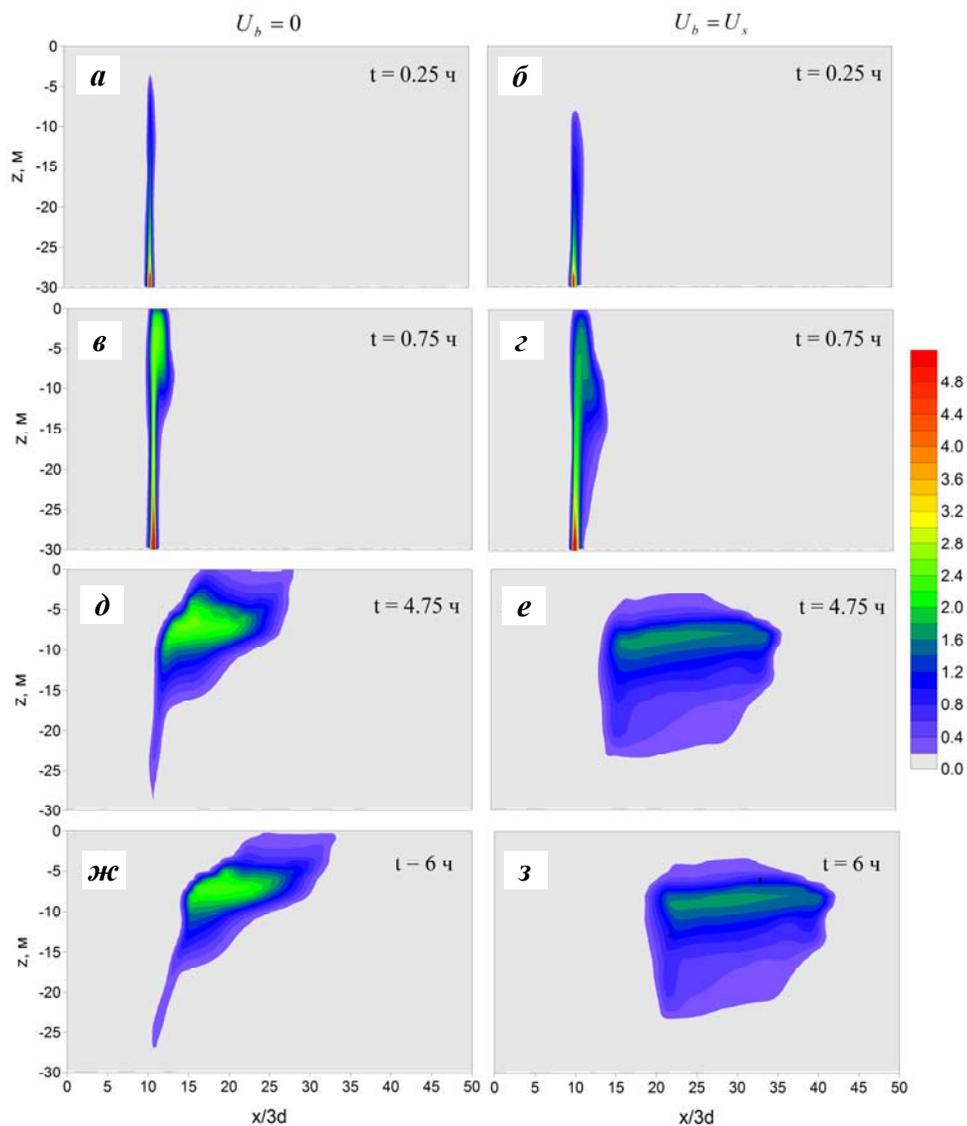
Р и с . 2 . Зависимость площади загрязненных вод A (км^3) в районе подводного выпуска от глубины и времени для трех значений U_b .

нает формироваться струя загрязнения, ориентированная по направлению течения. После отключения источника факел и струя опускаются на несколько метров вниз к горизонту нейтральной плавучести. При этом нижняя часть факела отрывается от источника, область загрязнения начинает дрейфовать вниз по течению.

Анализ полей примеси для разных значений U_b показал, что при наличии сдвига струя загрязненных вод располагается ближе к поверхности. При этом область загрязнения более локализована по вертикали и концентрирована, а факел наклонен по направлению течения. В безсдвиговом течении область загрязнения имеет бóльший вертикальный размер и меньшие концентрации, а сама струя быстрее смещается вниз по потоку. Указанные выше особенности иллюстрирует рис.3.

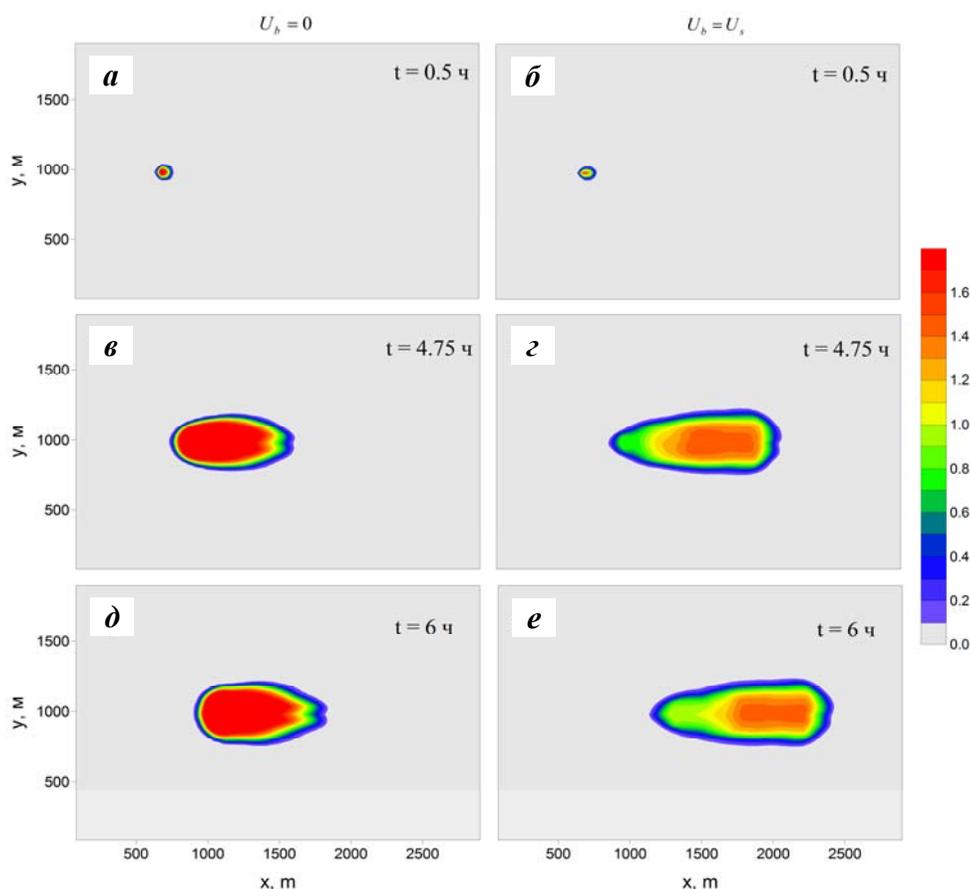
Здесь представлены поля с при наличии вертикального сдвига скорости течения ($U_b = 0$) и без сдвига скорости течения ($U_b = 7,5$ см/с) для различных моментов времени. Как видно, через 15 мин после включения источника загрязненная вода поднимается до глубины 3 м, а при $U_b = 7,5$ см/с – до глубины 7,5 м. При нулевой скорости придонного течения пятно загрязнения на поверхности образуется спустя 30 мин после включения источника. При $U_b = 7,5$ см/с загрязняющее вещество достигает поверхности на 5 мин позже. По прошествии 45 мин с момента включения источника при $U_b = 0$ на поверхности концентрация загрязняющего вещества близка к 2 %. В случае $U_b = 7,5$ см/с эта концентрация не превышает 1,2 %.

Через 15 мин после отключения источника при $U_b = 0$ в струе загрязняющего вещества сохраняется высокая концентрация загрязнителя (на уровне 1,8 – 2,9 %). В случае, когда $U_b = 7,5$ см/с, концентрация примеси значительно ниже и не превышает в линзе 1,6 – 1,8 %. Через 90 мин после деактивации источника пятно продолжает смещаться по течению, незначительно уменьшаясь по площади.



Р и с . 3 . Поле c (%) при наличии вертикального сдвига скорости течения ($U_b = 0$ см/с) и без сдвига скорости течения ($U_b = U_s$ см/с): через 15 мин (a , $б$) и 45 мин ($в$, $з$) после включения источника; через 15 мин ($д$, $е$) и 90 мин ($ж$, $з$) после отключения источника.

Анализировалась горизонтальная структура поля c при $z = 8$ м, поскольку именно на этой глубине происходит формирование линзы загрязненных вод и наблюдается максимальная концентрация загрязнения на протяжении всего периода интегрирования. На рис.4 показаны поля c на глубине 8 м при сдвиге скорости течения ($U_b = 0$ см/с) и без сдвига скорости течения ($U_b = U_s$ см/с) для различных моментов времени. Видно, что при наличии вертикального сдвига концентрация загрязняющего вещества через 90 минут с момента отключения источника остается на уровне 1,6 %. Через 1,5 часа после отключения источника на глубине 8 м происходит смещение

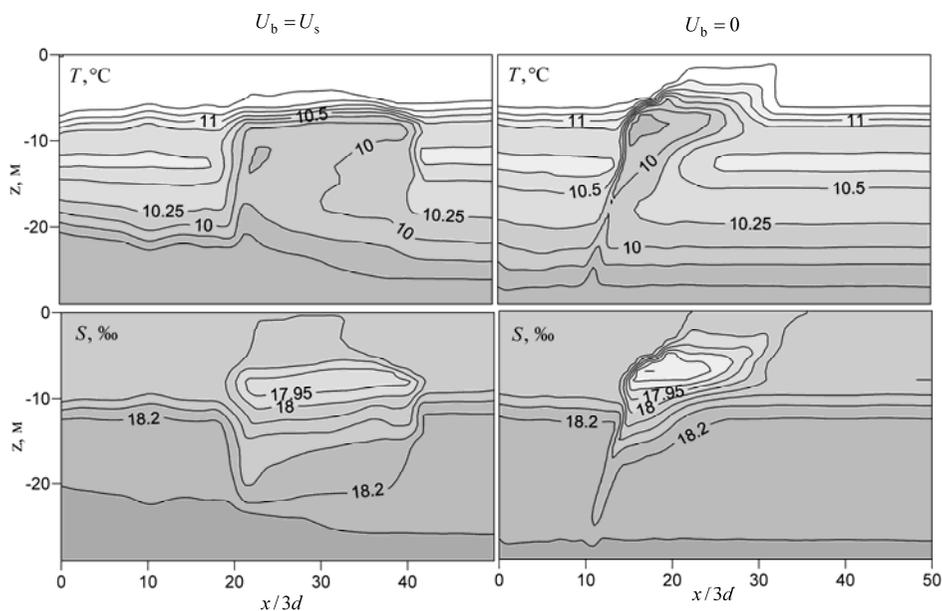


Р и с . 4. Поле c (%) на глубине 8 м при сдвиге скорости течения ($U_b = 0$ см/с) и без сдвига скорости течения ($U_b = U_s$ см/с): через 30 мин после включения источника (а, б); через 15 мин (в, з) и 90 мин (д, е) после отключения источника.

пятна загрязнения по направлению течения, при этом концентрация загрязнителя в центре пятна остается на достаточно высоком уровне, превышая 1,3 %.

Во всех рассмотренных выше случаях поля c , T , S имеют схожую пространственную структуру (рис.3, 5). Поскольку вода в источнике пресная и холодная, то для загрязненных вод характерны отрицательные аномалии температуры ($\Delta T = T - T_0$) и солености ($\Delta S = S - S_0$). Наибольшие отрицательные ΔT и ΔS формируются в период действия источника. Для сдвигового и безсдвигового течений $\min \Delta T$ составляет $-2,1$ и $-1,9$ °С соответственно. На поверхности бассейна $\min \Delta T$ равен $-1,8$ и $-0,8$ °С соответственно. Для ΔS тенденция аналогична, но менее значима. Для сдвигового и безсдвигового течений $\min \Delta S$ составляет $-1,7$ и $-1,6$ ‰ соответственно. Таким образом, в сдвиговом течении отрицательные ΔT в толще воды примерно на 10 % больше, чем в безсдвиговом течении. На поверхности бассейна эта разница более существенна и достигает 2,3 раза.

Рассматривалась зависимость горизонтальных размеров пятна загрязненных вод на поверхности от величины вертикального сдвига скорости течения.



Р и с . 5. Сечение полей T , S в плоскости (x, z) при $y = y_p$ для $t = 6$ ч. Левая половина рисунка – соответствует $U_b = U_s$, правая – $U_b = 0$.

За характерный размер пятна L принимался диаметр круга, площадь которого равна площади пятна. Получено, что с уменьшением U_b от U_s до 0 максимум L увеличивается на 60 % (от 215 до 265 м), а площадь пятна возрастает в 2,6 раза (от 0,022 до 0,056 км³).

Заклучение. Результаты численного моделирования распространения загрязненных вод из заглубленного источника показали, что действие источника сопровождается возникновением факела и струи загрязненных вод. После прекращения сброса загрязненных вод нижняя часть факела отрывается от источника, и область загрязнения смещается вниз по течению. Наиболее загрязненным оказывается слой пикноклина (7 – 10 м), где площадь загрязнения достигает 0,3 – 0,5 км². С увеличением вертикального сдвига скорости фонового течения: турбулентное перемешивание в водной толще ослабевает, а время существования зон загрязнения увеличивается; струя загрязненных вод смещается в сторону свободной поверхности и становится более локализованной по вертикали. Поля загрязнения, температуры и солёности воды имеют схожую пространственную структуру. Для загрязненных вод характерны отрицательные аномалии температуры и солёности, достигающие в районе пикноклина – 2,1 °С и – 1,7 ‰ соответственно. Величины отрицательных аномалий температуры и солёности пропорциональны величине вертикального сдвига скорости фонового течения.

Исследование выполнено в Морском гидрофизическом институте РАН в рамках государственного задания по теме № 0827-2014-0010 «Комплексные междисциплинарные исследования океанологических процессов, определяющих функционирование и эволюцию экосистем Черного и Азовского морей на основе современных методов контроля состояния морской среды и грид-технологий».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гольдберг Г.А., Зац В.И., Ациховская Ж.М. и др. Моделирование процессов самоочищения вод шельфовой зоны моря.– Л.: Гидрометеиздат, 1991.– 230 с.
2. Бондур В.Г., Гребенюк Ю.В. Дистанционная индикация антропогенных воздействий на морскую среду, вызванных заглубленными стоками: моделирование, эксперименты // Исследование Земли из космоса.– 2001.– № 6.– С.49-67.
3. Бондур В.Г., Журбас В.М., Гребенюк Ю.В. Математическое моделирование турбулентных струй глубинных стоков в прибрежные акватории // Океанология.– 2006.– т.46, № 6.– С.805-820.
4. Дулов В.А., Юровская М.В., Козлов И.Е. Прибрежная зона Севастополя на спутниковых снимках высокого разрешения // Морской гидрофизический журнал.– 2015.– № 6.– С.43-60.
5. Blumberg A., Ji Z., Ziegler C. Modeling outfall plume behavior using far field circulation model // J. Hydraulic Eng.– 1996.– v.122, № 11.– P.610-616.
6. Zhang X., Adams E. Prediction of near field plume characteristics using far field circulation model // J. Hydraulic Eng.– 1999.– v.125, № 3.– P.233-241.
7. Lyubimova T.P., Roux B., Luo S., Parshakova Y.N., et al Modeling of the near-field distribution of pollutants coming from a coastal outfall // Nonlin. Processes Geophys.– 2013.– № 20.– P.257-266.
8. Ivanov V.A., Fomin V.V. Numerical simulation of underwater runoff propagation in the heraklean peninsula coastal zone // Phys. Oceanogr.– 2016.– № 6.– P.82-94.
9. Smagorinsky J. General circulation experiments with primitive equations, I. The basic experiment // Mon. Weather Rev.– 1963.– 91, № 3.– P.99-164.
10. Mellor G.L., Yamada T. Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems // Rev. Geophys. Space Phys.– 1982.– 20, № 4.– P.851-875.
11. Фомин В.В. Применение TVD-схем для численного моделирования фронтальных зон солености в мелком море // Метеорология и гидрология.– 2006.– № 2.– С.59-68.
12. Иванов В.А., Фомин В.В. Математическое моделирование динамических процессов в зоне море-суша.– Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008.– 363 с.
13. Морозов А.Н., Иванов В.А., Шутов С.А. и др. Пространственная структура течений у Гераклейского полуострова по данным ADCP наблюдений 2015 г. // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря.– 2016.– вып.1.– С.73-79.

Материал поступил в редакцию 20.03.2017 г.
После доработки 30.10.2017 г

V.A.Ivanov , V.V.Fomin, A.A.Polozok

PROPAGATION OF CONTAMINATED WATER FROM A NONSTATIONARY UNDERWATER SOURCE IN A STRATIFIED ENVIRONMENT WITH THE VERTICAL SHIFT OF THE CURRENT VELOCITY

The research is dedicated to the anomalies of coastal waters spatial structure caused by the existence of an underwater pollution source in a stratified environment. For quantitative estimation numerical modeling has been used. The purpose of the research is to analyze the sewage pipe production in the Blue Bay of Sevastopol. The seawater vertical stratification of temperature (T) and salinity (S) corresponds to the spring period. The source running leads to the contaminated water flow and torch emergence. After disconnecting the source, the torch is detached from the source, the polluted area is shifted downstream. The pycnocline layer (7 – 10 m), where the contaminated area reaches 0,3 –

0,5 km², is an object of the biggest pollution. The increase of the current speed vertical shift leads to the increase of polluted zones existence time, the stream of polluted waters shifts towards the sea surface, becomes more localized vertically. Contaminated waters have negative anomalies T and S , reaching in the pycnocline -2.1°C and -1.7‰ , respectively. The negative anomalies T and S values are proportional to the magnitude of the background current speed vertical shift.

KEYWORDS: coastal zone, anthropogenic impacts, underwater source, vertical shift of current velocity, numerical simulation