

УДК 539.163:502.175

К вопросу о влиянии ориентации модуля с опасными отходами на загрязнение подземной гидросферы

П.В. Амосов

Горный институт КНЦ РАН;

Физико-энергетический факультет Кольского филиала ПетрГУ, кафедра теплофизики

Аннотация. Представлены результаты исследований влияния ориентации модуля с опасными отходами относительно произвольного направления потока подземных вод на уровень загрязнения подземной гидросферы. Численные эксперименты по расчетам пространственного распределения гидравлического напора и долгоживущего радиоактивного трассера выполнены с помощью программы PORFLOW.

Abstract. There have been presented the study results of influence of module with radiation-hazardous wastes orientation in relation to arbitrary direction of underground water flow on underground hydrosphere contamination level. Numerical experiments on calculations of spatial distribution of hydraulic head and long-lived radioactive tracer have been made with the PORFLOW program.

Ключевые слова: направление потока подземных вод, ориентация и размер модуля, загрязнение подземной гидросферы, численные эксперименты

Key words: underground water flow direction, module orientation and size, underground hydrosphere contamination, numerical experiments

1. Введение

В своих предыдущих работах автор, исследуя (методами численного моделирования на базе компьютерного кода PORFLOW (Runchal, 1997)) процессы загрязнения подземной гидросферы при эксплуатации радиационно-опасных объектов, рассматривал ситуации, когда направление потока подземных вод (ПВ) по отношению к модулю захоронения было либо поперечным, либо продольным (Амосов, Новожилова, 2008). Вместе с тем возможны и другие варианты, когда угол φ между направлением потока ПВ и стенками модуля принимает некоторое промежуточное положение от 0° до 90° .

Для моделирования такой ситуации возможны два подхода. Первый, на взгляд автора более сложный, предполагает при заданном направлении потока ПВ выполнять поворот модуля на произвольный угол. При этом необходимо соблюдать условие сохранения объема и площади поверхности модуля, что при использовании метода конечных разностей на прямоугольных сетках весьма проблематично. Более простой подход предполагает при фиксированном местоположении модуля варьировать направление потока ПВ. В такой ситуации появляется возможность проводить численные эксперименты на фиксированной расчетной сетке, но требуется аккуратное задание гидравлического напора на границах рассматриваемой области.

2. Предмет исследования

Предмет исследования – степень влияния ориентации модуля с отходами относительно направления потока ПВ на уровень загрязнения подземной гидросферы. Показатели загрязнения: пространственное загрязнение; уровень загрязнения в точках контроля; скорость высвобождения загрязнения из области изоляции отходов.

3. Теоретические основы и постановка задачи

Нестационарное уравнение фильтрации в гетерогенном неізотропном водоносном горизонте имеет следующий вид (Runchal, 1997):

$$\partial[k_{ii}(\partial H/\partial x_i)]/\partial x_i = S_s(\partial H/\partial t) - Q,$$

где k_{ii} – диагональные компоненты тензора гидравлической проводимости, [м/с]; x_i – пространственные координаты, [м]; t – время, [с]; $H(x,y)$ – пространственное распределение гидравлического давления в исследуемой области, рассчитываемое по классической модели пьезопроводности с учетом зависимости плотности воды и пористости минерального скелета породы от давления, [м]; Q – объемный расход на единицу объема водоносного горизонта источника или стока, [(м³/с)/м³]; S_s – коэффициент упругости, [м⁻¹].

Модель исследуемого водоносного горизонта в декартовой системе координат представляет собой прямоугольную площадку размерами $L_x \times L_y$, [м] (рис. 1). Тогда, если фиксируются два параметра:

- направление потока ПВ по отношению, например, к горизонтальной оси x под углом φ ;
- значение градиента гидравлического напора i , [м/м] на площадке,

то, принимая за нулевую отметку пьезометрического напора правый-верхний угол $H_4=0$, [м], легко определяются значения напоров в остальных углах площадки. Для этого используются следующие соотношения: $H_3=H_4+L_x i \cos\varphi$, [м]; $H_2=H_4+L_y i \sin\varphi$, [м]; $H_1=H_2+L_x i \cos\varphi$, [м]. Указанные соотношения получаются, если вектор градиента гидравлического напора, направление которого противоположно направлению потока ПВ, разложить на оси координат. В принципе, аналогичный подход без проблем переносится и на трехмерные модели.

С учетом принятых обозначений границ модели граничные распределения напоров в гидродинамической задаче могут быть записаны следующим образом:

- левая вертикальная граница (x^-): $H(0,y)_{x^-}=H_1-y i \sin\varphi$;
- правая вертикальная граница (x^+): $H(L_x,y)_{x^+}=H_2-y i \sin\varphi$;
- нижняя горизонтальная граница (y^-): $H(x,0)_{y^-}=H_1-x i \cos\varphi$;
- верхняя горизонтальная граница (y^+): $H(x,L_y)_{y^+}=H_3-x i \cos\varphi$.

Расчет по цифровой гидрогеологической модели продолжается до достижения условия стационарного состояния, при котором рассчитанные значения гидравлического напора и скорости потока в каждом расчетном узле остаются постоянными во времени. Далее можно переходить к моделированию распространения загрязнения, которое, по предположению, не изменяет структуры скоростного потока ПВ на площадке.

Уравнение, описывающее перенос радионуклидов (без цепочек распада) в водонасыщенной пористой среде с учетом основных механизмов переноса и физико-химических процессов, влияющих на этот перенос, имеет вид (Runchal, 1997)

$$\partial(RC)/\partial t + \partial(V_i C)/\partial x_i = \partial[D_{ij}^* (\partial C/\partial x_j)]/\partial x_i + S_C - \lambda RC,$$

где C – концентрация изотопа [Бк/м³]; λ – постоянная распада радионуклида [с⁻¹]; R – фактор задержки изотопа [-], который вычисляется через выражение $R=1+\rho_b K_d/\varepsilon$, где ρ_b и ε – насыпная плотность [кг/м³] и пористость [-] сухого материала, K_d – коэффициент распределения радионуклида в приближении линейной сорбции [м³/кг]; D_{ij}^* – эффективный коэффициент диффузии (дисперсии) [м²/с], который в рамках данной задачи принимался как двухкомпонентный: 1-я компонента описывает молекулярную диффузию, а 2-я компонента – гидродинамическую дисперсию. Разработчики компьютерного кода PORFLOW взяли за основу известную форму записи тензора гидродинамической дисперсии, а именно:

$$D_{ij} = \alpha_T \delta_{ij} v_{sq} + (\alpha_L - \alpha_T) |v_i v_j| / s_{sq},$$

где δ_{ij} – символ Кронекера; α_L и α_T – соответственно, коэффициенты продольной и поперечной гидродисперсии (дисперсивность) [м] для модели пористой среды; остальные параметры определяются следующими соотношениями – $v_{sq} = (v_i v_j)^{1/2}$ и $v_i = V_i/\varepsilon$; V_i – компоненты скорости Дарси, которые с учетом малости эффекта плавучести вычисляются по известному соотношению $V_i = -k_{ij} (\partial H/\partial x_j)$ [м/с]; S_C – источниковый член для радионуклида [Бк/(м³·с)].

В качестве начального условия для анализируемого радионуклида (¹²⁹I), в силу его высокой растворимости, использовалась модель мгновенного растворения – $C(S_w) = C_0$. Для этой ситуации источниковый член в управляющем уравнении переноса равен нулю. Для области вмещающего массива начальная концентрация принималась равной нулю, т.е. $C(S_{rock}) = 0$.

Граничные условия для концентрации растворенной примеси, соответствующие выбранному сценарию эволюции объекта, выбранной геометрии и традиционному выбору направления осей x и y , тривиальные: $C|_{x^+} = 0$ и $C|_{x^-} = 0$, $C|_{y^+} = 0$ и $C|_{y^-} = 0$ (условие Дирихле).

Для проверки предложенной математической модели рассмотрена плоская площадка квадратной формы с размерами 100×100 [м] (рис. 1). Зафиксирован модуль градиента гидравлического напора, равный 0,01 [м/м]. Численные эксперименты выполнены для семи значений угла φ между направлением потока ПВ и горизонтальной осью OX: 1) 0°, 2) 15°, 3) 30°, 4) 45°, 5) 60°, 6) 75° и 7) 90°.

Временной интервал численных расчетов процесса распространения загрязнения выбран равным 10 тысяч лет, а полная активность источника (¹²⁹I), приходящаяся на единицу высоты модуля квадратной

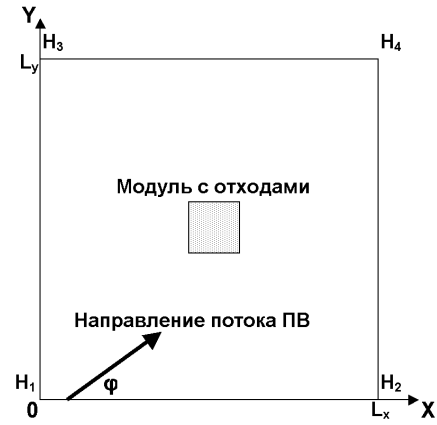


Рис. 1. Схематическое изображение модели площадки и модуля с отходами

формы (10×10 м), составляла $3 \cdot 10^9$ Бк. Коэффициент распределения этого несорбирующегося в породе мигранта в материале источника принят равным $0,064 \text{ м}^3/\text{кг}$.

Численные значения гидродинамических параметров материала модуля и вмещающего массива, необходимых для выполнения численных экспериментов с помощью программы PORFLOW, приведены в таблице. Значение коэффициента упругости принято равным 0, $[\text{м}^1]$.

Таблица. Гидродинамические параметры материалов области источника и вмещающей породы

Параметры	Область источника	Вмещающая порода
Пористость ε , (-)	0,01	0,005
Плотность ρ_s , (кг/м ³)	2000	2650
Коэффициенты фильтрации $k_x=k_y$, м/с	10^{-10}	10^{-8}

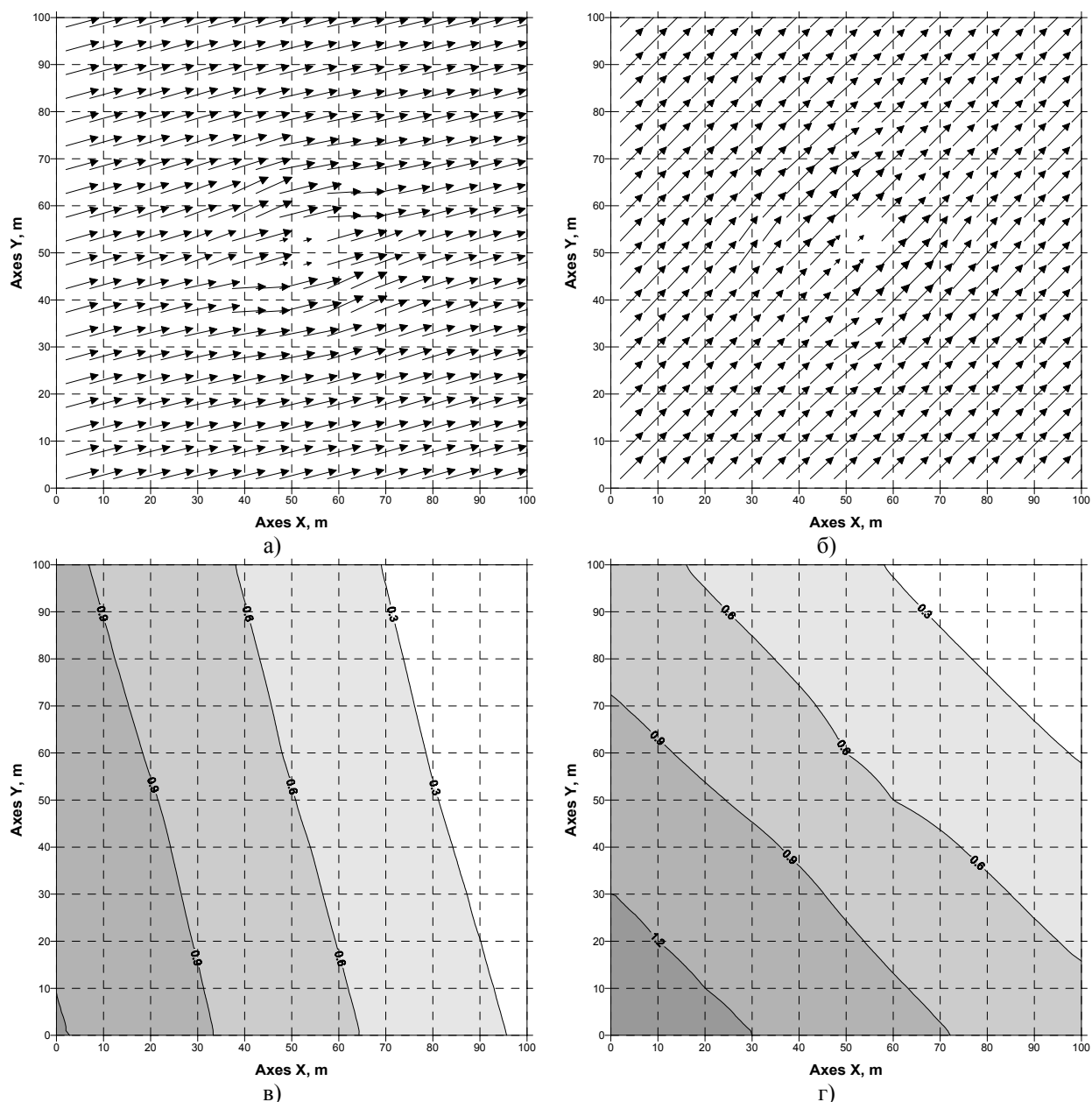


Рис. 2. Поля скорости (а и б) и изолинии напоров (в и г) для вариантов №2 и №4

4. Результаты расчетов и их анализ

Представим поля скорости на площадке при наличии фиксированного местоположения модуля с отходами и заданного угла φ . В качестве примера на рис. 2а и 2б изображены поля скорости, а на рис. 2в и 2г изолинии напоров для двух вариантов по углу φ : №2 и №4, т.е. $\varphi=15^\circ$ и $\varphi=45^\circ$. Обращает на себя

внимание практически параллельное положение изолиний напоров, соответствующее указанным углам φ . Некоторое отличие от параллельности в поведении линий напоров в центральной части площадки связано с очевидной причиной: коэффициент фильтрации материала модуля с отходами на два порядка ниже соответствующего коэффициента вмещающего насыщенного водой массива.

Анализ результатов расчетов скоростных полей для других вариантов направления потока ПВ показал, что в столь упрощенных условиях моделирования имеется возможность воспользоваться симметрией картинок относительно диагонали ($\varphi=45^\circ$).

Указанный выше факт находит свое яркое подтверждение при анализе результатов расчетов процесса загрязнения подземной гидросферы, как для пространственного распределения радиоактивного загрязнения, так и для динамики концентрации трассера в точках контроля. На рис. 3 (а-г) приведены результаты пространственного загрязнения гидросферы площадки для вариантов 0° , 15° , 30° и 45° . Другие рассмотренные варианты (60° , 75° и 90°) абсолютно симметричны им относительно диагонали. На рис. 3 представлены два уровня изолиний: минимальный соответствует уровню вмешательства (УВ) – 1300 Бк/м^3 , а максимальный определяется отношением предела годового поступления анализируемого изотопа к величине годового потребления воды и пищи – 7260 Бк/м^3 (Нормы..., 1999).

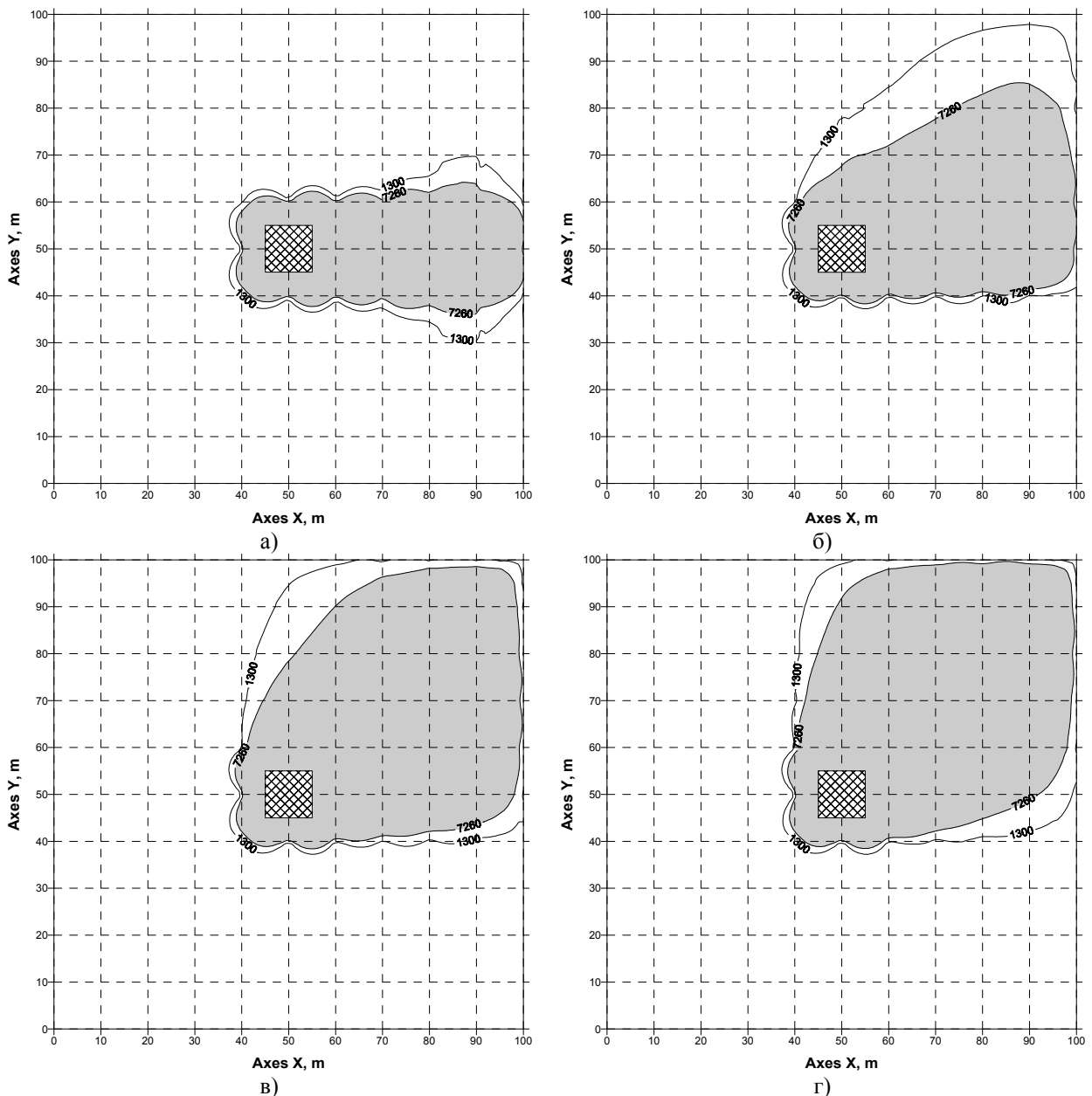


Рис. 3. Пространственное распределение загрязнения №1 (а), №2 (б), №3 (в) и №4 (г)

Анализ площади загрязнения выше указанных уровней показывает, что минимальная площадь соответствует простейшему варианту направления потока ПВ – №1 и №7. Например, в последовательной цепочке вариантов №№ 1-4 площадь с загрязнением выше УВ возрастает следующим образом: 1400, 2000, 2800 и 3000 м². Указанная последовательность в обозначенном интервале угла наклона φ аккуратно описывается полиномом третьего порядка $S = 1400 + 15,56\varphi + 2,22\varphi^2 - 3,95 \cdot 10^{-2}\varphi^3$, что позволяет оценить потенциальную площадь загрязнения при произвольном значении параметра вариации.

Естественно, что по показателю площади загрязнения варианты №№ 5, 6, 7 идентичны вариантам №№ 3, 2, 1, соответственно. Аналогичная ситуация получается и для изолинии с максимальным значением. Таким образом, максимальная площадь загрязнения для квадратной формы модуля прогнозируется для условия, когда направление потока ПВ и стенки модуля с отходами составляет 45°.

Для последующего анализа использованы точки контроля, расположенные в верхней-правой четверти моделируемой области (рис. 4). Поскольку относительно диагонали этого квадранта имеется симметрия по скоростному полю и пространственному загрязнению, то для выбранного расположения точек контроля симметрия также должна сохраняться. Указанный факт нашел свое подтверждение при анализе графического представления результатов в форме динамики загрязнения. Сравнение поведения указанных кривых подтверждает полную симметрию результатов относительно диагонали квадранта. Кроме того, выполненный анализ указывал на аккуратность выполненных вычислений и обработки результатов.

Дополнительным подтверждением указанной симметрии являются кривые на рис. 5. На этом рисунке показаны зависимости максимальных значений концентрации в точках контроля при вариации угла наклона потока ПВ.

Анализ поведения представленных кривых показывает физичность результатов. Максимальный уровень концентрации соответствует точке контроля 1 (область источника). При этом имеется определенная зависимость концентрации в этой точке при вариации направления потока ПВ. В частности, минимум концентрации в этой точке контроля отвечает варианту №4, т.е. $\varphi=45^\circ$. Напомним, что именно для этого варианта площадь загрязнения оказывается наибольшей. Абсолютная симметричность относительно диагонали квадранта в значениях концентрации соответствует точкам контроля 5 и 9. Поскольку расстояние от источника до точки 9 больше, чем для точки 5, то и уровень загрязнения для более удаленной точки будет ниже. Указанный факт хорошо иллюстрируется кривыми рис. 5. Антисимметричное поведение кривых (в полном соответствии с расположением точек контроля по отношению к модулю с отходами и направлением потока ПВ) наблюдается для следующих пар точек контроля: 2-4, 3-7 и 6-8.

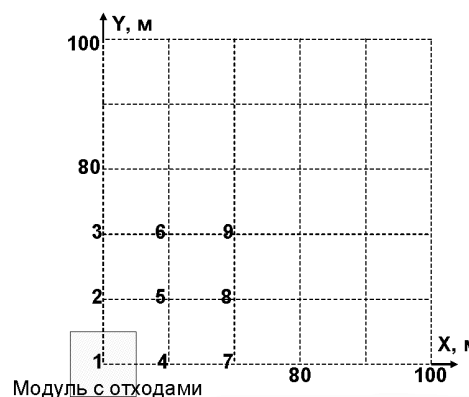
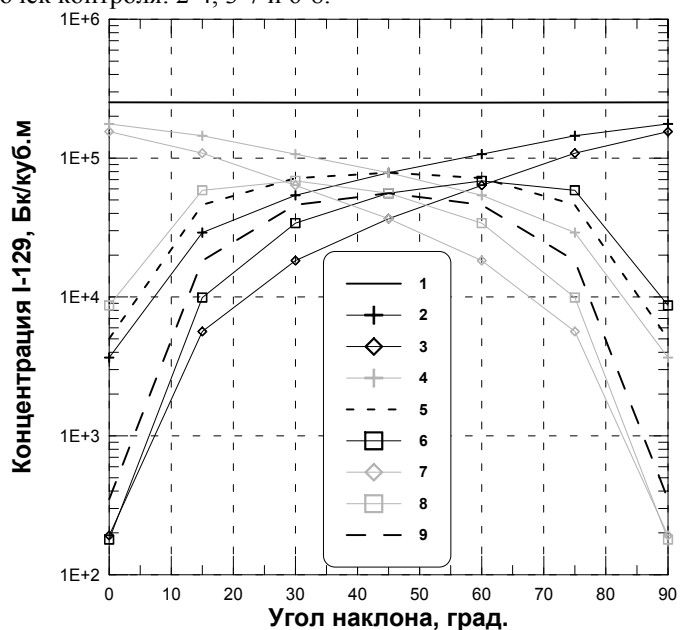


Рис. 4. Расположение точек контроля в верхнем-правом квадранте модели площадки

Рис. 5. Максимальная концентрация загрязнения в точках контроля при вариации угла наклона потока ПВ к модулю с отходами



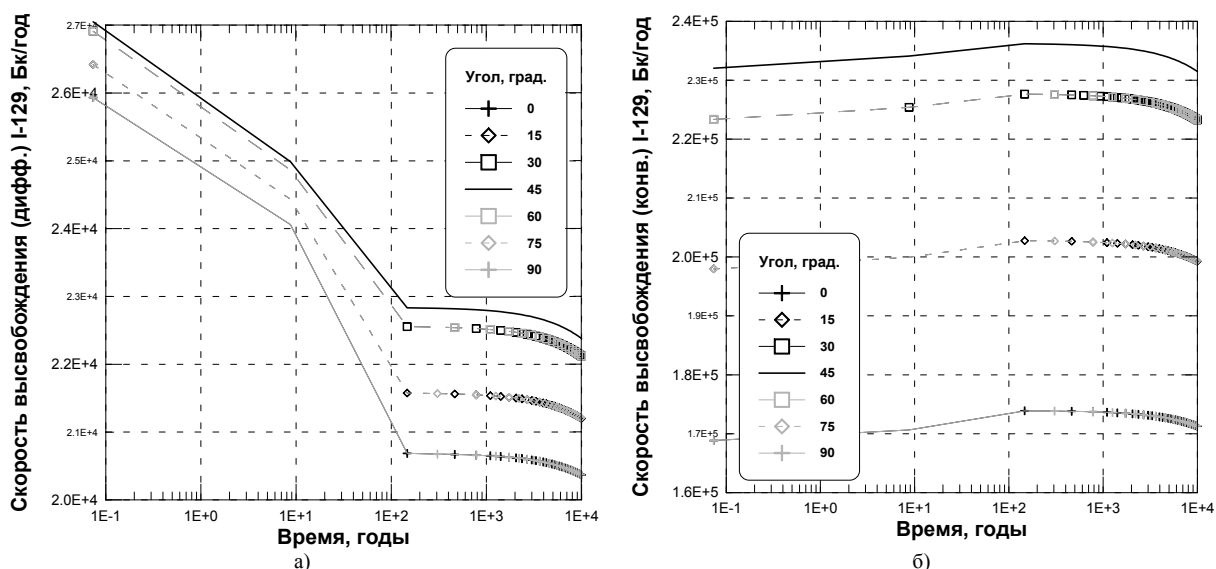


Рис. 6. Динамика скорости высвобождения загрязнения из модуля с отходами при вариации угла наклона потока ПВ: а) диффузионная и б) конвективная составляющие

Динамика скорости высвобождения загрязнения из области изоляции отходов при вариации угла наклона потока ПВ по отношению к стенке модуля представлена на рис. 6. При этом диффузионная составляющая отображена на рис. 6а, а конвективная – на рис. 6б. Отметим несколько моментов:

- конвективная составляющая скорости высвобождения существенно выше, чем диффузионная. При этом кривые диффузионной составляющей представляют собой убывающие функции, в то время как поведение кривых конвективной составляющей более сложное: первые 200 лет скорость высвобождения растет, а затем падает;
- наблюдается яркая симметрия, отмеченная ранее по вариантам угла наклона (№3 – №5, №2 – №6 и №1 и №7), что приводит к совмещению построенных кривых;
- наибольшие скорости высвобождения загрязнения во вмещающий массив отвечают варианту №4, что, естественно, приводит к указанному ранее факту максимальной площади загрязнения. Минимальная же скорость высвобождения посредством обоих анализируемых механизмов отвечает вариантам №1 и №7.

5. Выводы

Представлена математическая модель процесса загрязнения подземной гидросферы на площадке изоляции опасных отходов для условия, когда угол φ между направлением потока ПВ и стенками модуля принимает произвольное значение от 0° до 90° . Приведены аналитические выражения распределения гидравлического напора на границах площадки, позволяющие с помощью программы PORFLOW получать пространственное распределение напоров и скоростных полей при фиксированном модуле градиента гидравлического напора.

Проанализированы показатели загрязнения подземной гидросферы при вариации угла наклона направления потока ПВ. В частности, для квадратного модуля с отходами продемонстрированы и описаны оценки потенциальной площади загрязнения в форме полинома 3-го порядка. Анализ результатов позволяет сделать вывод – максимальная площадь загрязнения имеет место при угле наклона 45° . Указанный факт подтвержден анализом уровней загрязнения в точках контроля, в т.ч. и в области источника, а также поведением кривых скорости высвобождения загрязнения из модуля с отходами.

Литература

- Runchal A. PORFLOW a software tool for multiphase fluid flow, heat and mass transport in fractured porous media. *User's manual (version 3.07)*, 326 p., 1997.
- Амосов П.В., Новожилова Н.В. Радиогеоэкология: моделирование эволюции подземного объекта – долговременного хранилища радиационно-опасных материалов (связанного с наличием конвективного потока подземных вод через инженерные барьеры). *Инженерная экология*, № 2, с.28-42, 2008.
- Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). М., Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава РФ, 116 с., 1999.