

**МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ТРАНСФОРМАЦИИ
РЕСУРСОВ ПОДЕМНЫХ ВОД И ИХ КАЧЕСТВА
НА УЧАСТКЕ КАЛУЖСКОЙ ОБЛАСТИ
(в зоне радиоактивного следа)**

Белоусова А.П., Руденко Е.Э.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
anabel@aqua.laser.ru

Задачей исследований является оценка современного состояния и прогнозирование изменений ресурсов подземных вод и их качества в условиях нарастающих климатических и антропогенных воздействий на участке территории Калужской области с использованием математического моделирования.

Исследования включали следующие этапы.

1. Моделирование процесса геофильтрации

Объектом моделирования гидрогеологических условий при антропогенной нагрузке была выбрана часть территории Калужской области, наиболее пострадавшая от аварии на Чернобыльской атомной станции.

Стратификация модели: фильтрационная модель изучаемого региона представлена трехслойной схемой с двумя водоносными горизонтами (комплексами) с раздельным слоем.

Для решения фильтрационной задачи была выбрана *программа* MODFLOW, широко используемая в мировой практике гидрогеологических исследований. Модель фильтрации представляет поток в трех измерениях [1].

Сетка модели покрывает площадь приблизительно 4500 км² и характеризуется следующими свойствами: число квадратных ячеек – 1122, размер× 2000 м × 2000 м; число слоев – 3 (рис. 1).

Граничные условия задавались: для первого слоя *условия первого рода* (ГУ I – $H=\text{const.}$) – как отметки уреза воды в реках; *условия второго рода* (ГУ II – $Q=\text{const.}$) – в виде инфильтрационного питания на всей площади; для третьего слоя: *граничные условия первого рода* (ГУ I – $H=\text{const.}$) – как отметки уреза воды в реках; *граничные условия второго рода* (ГУ II – $Q=\text{const.}$) – в виде расходов водозаборных скважин (водозаборов).

Начальные условия расчетной модели. Гидродинамическая структура модели определяется начальным положением уровня грунтовых вод в первом слое (по исходной карте гидроизогипс) и

напорами подземных вод в третьем слое (по исходной карте пьезоизогипс.).

Гидрогеологические параметры. Согласно опытным откачкам, колебания коэффициентов фильтрации верхнего водоносного слоя находились в диапазоне от 3 до 4 м/сут. Для нижнего водоносного слоя этот диапазон составил 6.0–17.0 м/сут. Коэффициент фильтрации раздельного слоя был принят равным 10^{-4} м/сут.

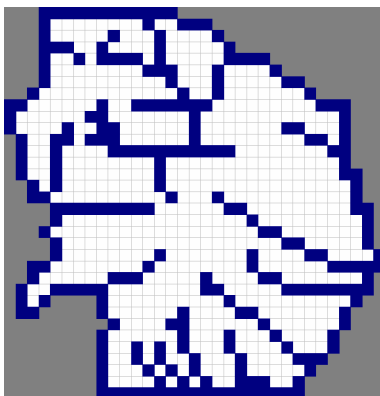


Рис. 1 – Сетка первого водоносного горизонта (слой 1)

Калибровка модели при стационарной фильтрации осуществлялась путем сравнения пьезометрических (фактических) уровней подземных вод с расчетными уровнями, полученными по данным моделирования (рис.2).

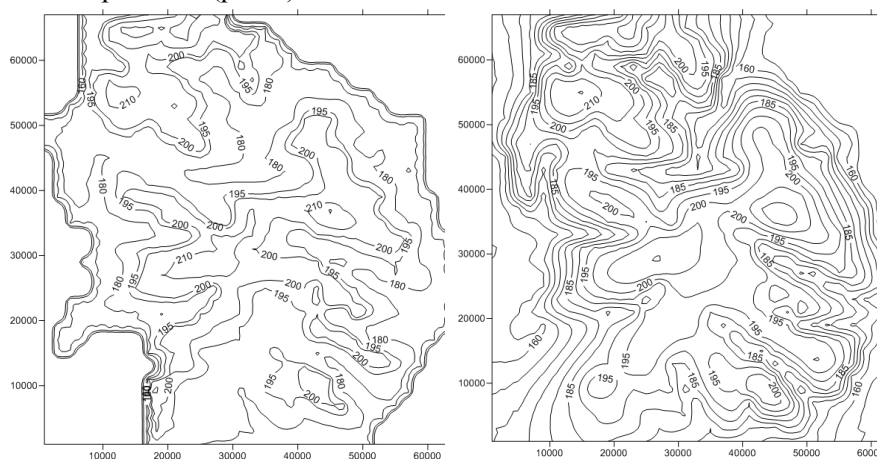


Рис. 2 – Карты гидроизогипс (левая – фактическая, правая – расчетная)

Наибольшим изменениям были подвержены параметры фильтрации (особенно горизонтальный коэффициент фильтрации) и инфильтрационное питание при решении обратной задачи при стационарной фильтрации для того, чтобы достичь наилучшего совпадения природных и расчетных значений уровней подземных вод.

В результате моделирования стационарной фильтрации (калибровки модели) была построена карта модельных уровней первого – безнапорного водоносного горизонта и третьего – напорного водоносного горизонта. Оценена ошибка (отклонение расчетных и фактических уровней): среднее расхождение по площади первого слоя составляет 1,5%; третьего слоя – 3,9%, что удовлетворяет принятым допущениям при моделировании процессов геофильтрации.

Моделирование водоотбора из подземных вод. Региональная оценка ресурсов подземных вод на территории участка Калужской области с использованием математического моделирования позволила выбрать оптимальное место расположения проектного водозабора для удовлетворения заданных потребностей города Людиново (43900 м³/сут).

Выбранный участок является базовым для проведения детальных исследований по обоснованию гидрогеологических и гидрогеохимических параметров, а также моделирования процессов геофильтрации более крупного масштаба.

2. Моделирование процессов геомиграции

На данном этапе моделирование процесса геомиграции осуществлялось с целью изучения возможных тенденций загрязнения грунтовых вод различными загрязняющими веществами (ЗВ), присутствующими практически во всех водоносных горизонтах. Моделирование соответствует 1:200000 масштабу гидрогеологических работ, что отвечает предварительным стадиям гидрогеологических исследований, и проведено только для условий загрязнения первого от поверхности водоносного горизонта – грунтовых вод.

Для моделирования процесса массопереноса в подземных водах выбрана модель *MT3D* [2], работающая на основе модели MODFLOW.

Для установленного перечня загрязняющих веществ рассмотрены четыре сценария возможного загрязнения: радионуклидами (⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs), стабильным стронцием и барием, нейтральными ЗВ, в процессе диффузии.

Сценарий первый: загрязнение радионуклидами. Загрязнение рассчитывалось для каждого радионуклида отдельно, начальное загрязнение принято по [3]. В расчетной модели учитывались следующие процессы: адвекция, дисперсия, химические реакции, включая линейную сорбцию и радиоактивный распад.

На рис. 3 показана начальная концентрация радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в кратностях фоновой концентрации. При моделировании изучалась динамика изменения концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs за 30, 60, 100 и 300 лет, которые соответствуют одному, двум, трем и десяти периодам полураспада радионуклидов. На рис. 4 и 5 приведены концентрации радионуклидов через 300 лет после выпадения.

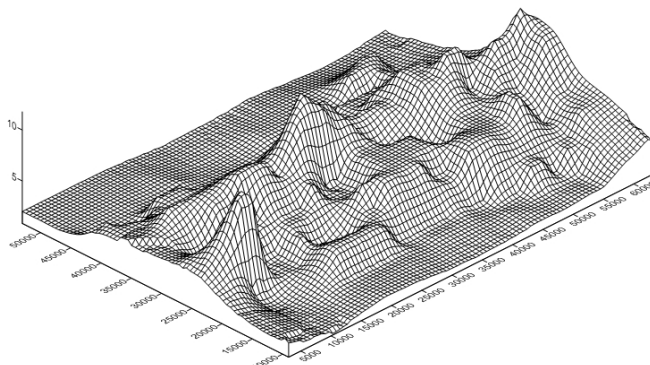


Рис. 3 – Начальная концентрация: ^{90}Sr , ^{137}Cs – в кратности фоновой концентрации; ^{+2}Sr , $^{-2}\text{SO}_4$, ^{+2}Ba , ^{-}Cl , $^{-}\text{NO}_3$, нефтепродукты – г/дм³

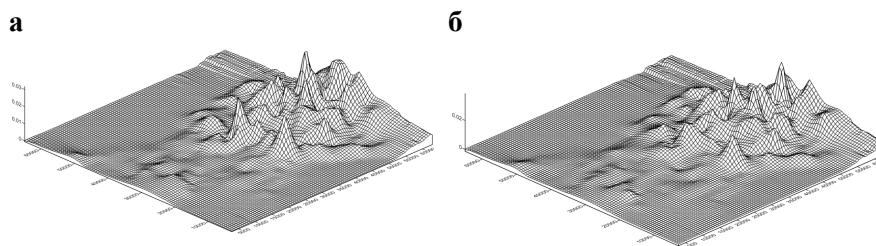


Рис. 4 – Концентрация ^{90}Sr через 300 лет после выпадения (а), концентрация ^{137}Cs через 300 лет после выпадения (б)

Рис. 4 выполнен в программе SURFER, которая отображает концентрации загрязняющих веществ в трехмерном представлении, при этом стремится показать их более выпукло, что не позволяет в одном и том же масштабе показать на рисунках временные измене-

ния концентраций. Для более подробного рассмотрения динамики концентраций на модельной сетке были выбраны точки сравнения, по которым построены соответствующие графики (рис. 5, 6).

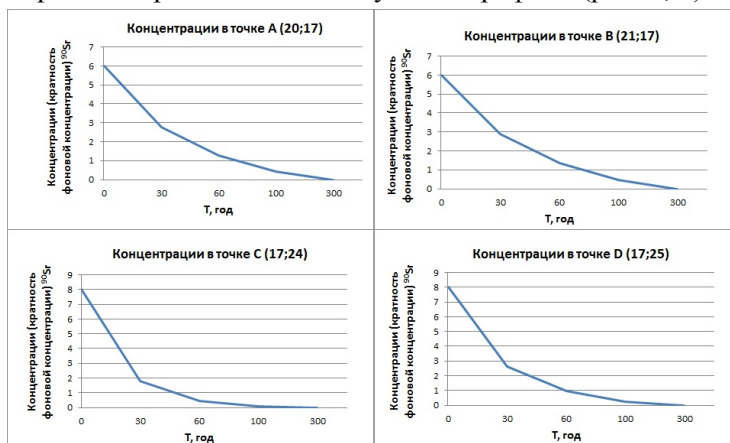


Рис. 5 – График изменения кратности фоновой концентрации ^{90}Sr в точках сравнения

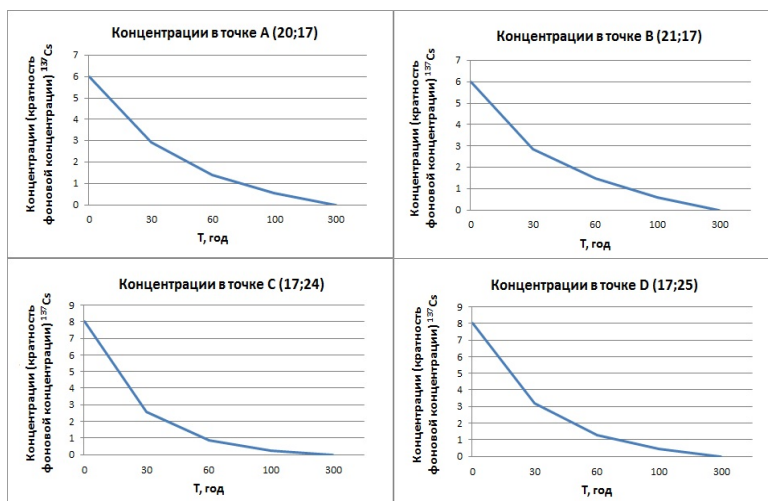


Рис. 6 – График изменения концентрации ^{137}Cs в точках сравнения

Сравнение графиков миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs позволяет сделать следующие выводы:

- наибольшее влияние на миграцию обоих радионуклидов оказывает радиоактивный распад, через 300 лет (10 периодов полурас-

пада) радионуклиды практически полностью распадаются, отмечены незначительные следы в точках сравнения;

- ^{90}Sr мигрирует быстрее, чем ^{137}Cs , но очень незначительно, хотя коэффициент сорбции первого радионуклида ($5 \text{ м}^3/\text{кг}$) в пять раз меньше, чем второго ($20 \text{ м}^3/\text{кг}$). Такая нивелировка процесса сорбции радионуклидов может происходить за счет влияния процессов адвекции (вынужденной конвекции) в водоносном горизонте.

Сценарий второй: Загрязнение грунтовых вод стабильным стронцием и барием.

В расчетной модели учитывались следующие процессы: адвекция, дисперсия, химические реакции, включая линейную сорбцию.

Загрязняющие вещества ^{+2}Sr и ^{+2}Ba имеют одинаковый диапазон изменения коэффициента распределения сорбции ($5 \text{ м}^3/\text{кг}$) и такой же коэффициент имеет ^{90}Sr (был принят при моделировании в первом сценарии). Моделирование миграции ЗВ по этому сценарию позволяет сравнить интенсивность миграции радионуклидов и нерадиоактивных загрязняющих веществ. На рис. 7 четко прослеживаются различия в интенсивности миграции этих веществ: процесс уменьшения концентраций ^{+2}Sr и ^{+2}Ba значительно медленнее, чем ^{90}Sr , что связано с тормозящим эффектом процесса сорбции на процесс миграции нерадиоактивных ЗВ по отношению к радиоактивным, на которые оказывает основное влияние процесс радиоактивного распада.

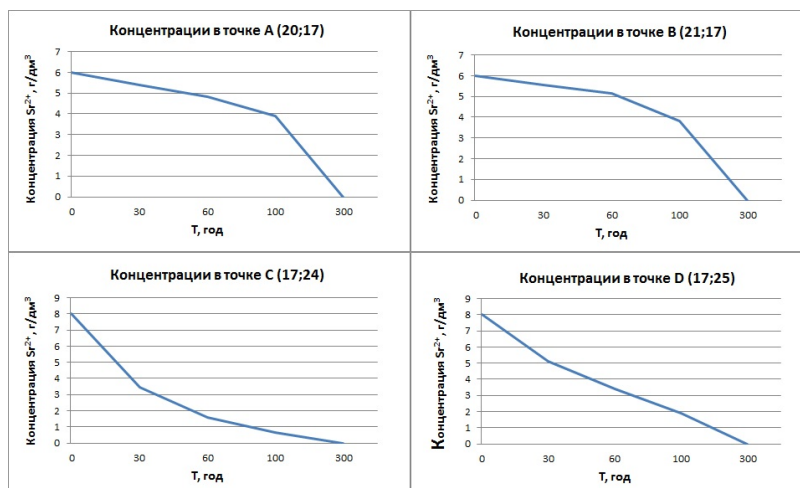


Рис. 7 – График изменения концентрации ^{+2}Sr в точках сравнения

Сценарий третий: загрязнение условно несорбируемыми загрязняющими веществами: нитратами, сульфатами, хлоридами и нефтепродуктами. В расчетной модели учитывались следующие процессы: адвекция и дисперсия.

Миграция несорбируемых ЗВ происходит интенсивнее, чем сорбируемых и примерно через 30 лет загрязнение в этих точках уменьшается в 2-3 раза.

Сценарий четвертый: диффузия загрязняющего вещества. Для выявления наиболее уязвимых мест для проникновения ЗВ из грунтовых вод в напорные моделировался процесс их диффузии через водоупорный слой. В расчетной модели учитывался процесс дисперсии.

Моделирование по этому сценарию позволило выделить наиболее опасные участки в водоносном горизонте напорных вод (слой 3) для проникновения загрязнения из первого загрязненного водоносного горизонта. Таким образом, можно фиксировать уязвимые части водоносных горизонтов, содержащих пресные подземные воды и учитывать их при проектировании и строительстве водозаборов.

Литература

1. *Chiang W.H., Kinzelbach W., Rausch R.* Aquifer Simulation Model for Windows- Groundwater flow and transport modeling, an integrated program. Gebruder Borntraeger, Berlin Stuttgart. ISBN 3-443-01039-3, 1998. 133 p.

2. *Zheng C., Papadopoulos S.S.* A Modular Three-Dimensional Transport Model for simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Systems Contaminant in Groundwater. The United States Environmental Protection Agency Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Inc., Ada, Oklahoma, 1990, 231 c.

3. Карта радиационной обстановки на территории Европейской части СССР по состоянию на декабрь 1990 г. Плотность загрязнения местности цезием-137. М.: Госкомгидромет СССР, 1991.