

**Белоусова А.П.**

Д-р геогр. наук, профессор, главный научный сотрудник Института водных проблем Российской академии наук ФГБУН Институт водных проблем РАН  
apabel@iwp.ru

**Руденко Е.Э.**

младший научный сотрудник ФГБУН «Институт водных проблем РАН»  
schickal@rambler.ru

# КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ, ВКЛЮЧАЯ ПОДЗЕМНЫЕ ВОДЫ, В БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ, ПОСТРАДАВШЕЙ ОТ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

**Работа проводилась в рамках научной программы Института водных проблем РАН (проект № FMWZ-2022-0002)**

Исполнилось 36 лет с момента самой крупной антропогенной катастрофы XX в. на территории СССР – аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС). На территории России от этой аварии пострадали почти все центральные регионы европейской части России, а наиболее сильно – Брянская, Тульская и Калужская области, сама атомная станция находится за пределами России, на территории другой страны. Несмотря на прошедшие 36 лет, проблемы с загрязнением окружающей среды радионуклидами будут сказываться еще долгое время. Известно, что активность радиоактивных выпадений исчезает полностью после 10 периодов полураспада радионуклидов.

Исследования были направлены на выявление экологически неблагоприятных регионов, для чего были интегрированы многие показатели и контрольные данные: структура доз облучения жителей Брянской области, радиационный контроль пищевых продуктов, питьевой воды и сельскохозяйственных почв. На основе анализа радиационной обстановки, а также общей экологической обстановки в регионе была оценена интегральная нагрузка на исследуемый объект. Оценка интегральной нагрузки на окружающую среду на территории Брянской области проводилась путем суммирования трех расчетных критериев: собственно техногенной нагрузки, экологосоциальной и радиационной обстановки. Дальнейшие исследования были направлены на оценку



защищенности подземных вод, как одного из важнейших компонентов окружающей среды, отвечающих за жизнеобеспечение населения, от загрязнения радионуклидами. Для этого был выполнен предварительный гидрогеохимический прогноз одномерной миграции радионуклидов с целью оценки возможности их проникновения с поверхности земли через защитную зону в грунтовые воды с использованием численно – аналитических методов, а также проведена площадная оценка естественной защищенности грунтовых вод и их уязвимости к загрязнению радионуклидами. Эта оценка предполагает установить природный потенциал геологической среды, ее способности препятствовать проникновению загрязняющих веществ через защитную зону в грунтовые воды при региональных оценках, а также установить степень изменения уязвимости грунтовых по мере уменьшения техногенной нагрузки – выпадений черномыльских радионуклидов во времени с учетом периода их полураспада, что в свою очередь является предварительной прогнозной оценкой изменения радиационной обстановки в грунтовых водах.

**Ключевые слова:** Чернобыльская АЭС, перенос радионуклидов, техногенная нагрузка, защищенность и уязвимость к загрязнению грунтовых вод, прогноз миграции радионуклидов.

#### **Оценка интегральной техногенной нагрузки на территории Брянской области**

Наиболее пострадавшим регионом от аварии на ЧАЭС на территории России является Брянская область. В связи с этим целью исследований является оценка интегральной разнохарактерной техногенной нагрузки в Брянской области, регионе, который обладает развитой промышленностью и сельским хозяйством, несмотря на негативные последствия от аварии на Чернобыльской АЭС.

Исследования проведены с применением оценки техногенной нагрузки на различные компоненты окружающей среды в рамках ранее разработанной методики [9, 10] с целью выявления наиболее экологически неблагоприятных регионов на территории изучаемого объекта на основе ежегодных данных НПО «Тайфун» о радиационном мониторинге [14, 16].

Для оценки влияния *техногенной нагрузки на окружающую среду* разработан новый методический подход учета многофакторных разноразмерных составляющих на территории районов Брянской области [9, 10]. Одной из главных особенностей в этой концепции является необходимость использовать безразмерные величины, с которыми можно проводить в дальнейшем простые арифметические действия. Это позволяет объединить в расчетах все разноразмерные характеристики влияния на окружающую среду с целью последующего установления степени их суммарного негативного воздействия на среду. Оценка проводилась по следующим направлениям:

#### **- Оценка техногенной нагрузки на окружающую среду в Брянской области**

Под понятием техногенной нагрузки подразумевался некоторый набор производственной деятельности, способный наносить нега-

тивное воздействие на окружающую среду (и о которой есть соответствующие сведения в доступных источниках). Таковыми для Брянской области были выбраны: экологическое состояние питьевых вод, сточные воды, твердые коммунальные отходы, влияние сельского хозяйства и влияние промышленности.

#### **- Оценка социально – экологической ситуации на территории Брянской области;**

Оценка социально – экологической ситуации проводилась по анализу заболеваемости населения по двум показателям: по уровню инфекционной заболеваемости и по количеству случаев острых кишечных инфекций (ОКИ) на 100 тыс. человек.

#### **- Оценка радиационной обстановки на территории Брянской области.**

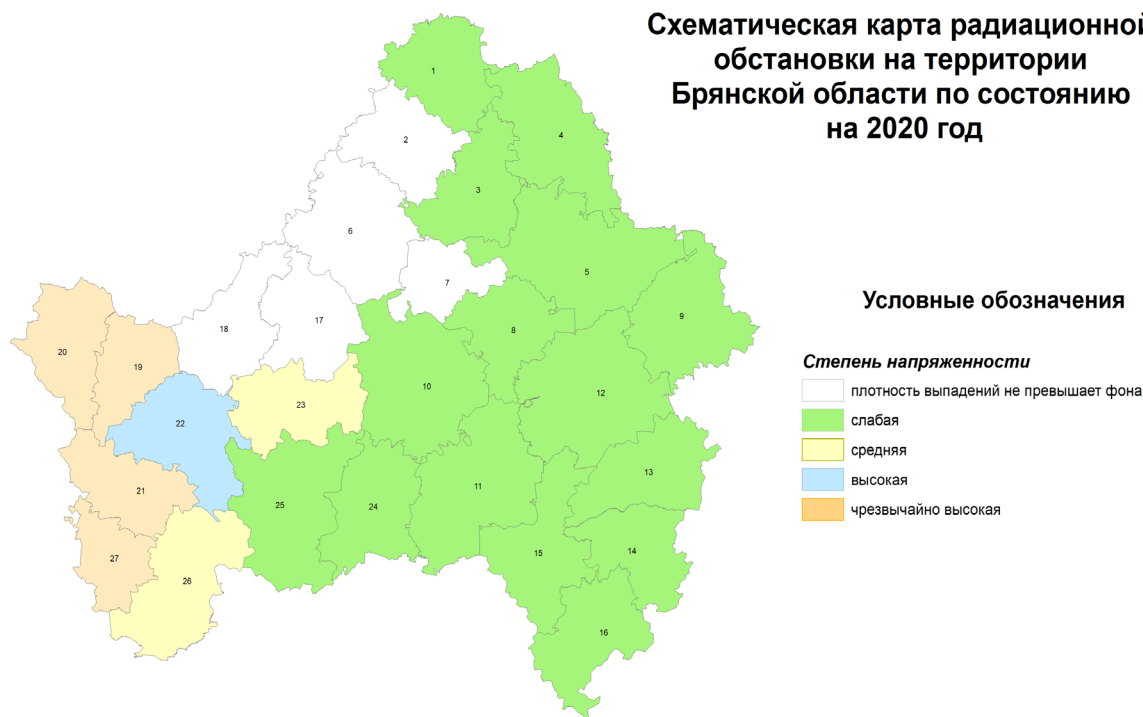
Оценка проводилась по восьми показателям по данным [14, 16]: плотность поверхностных выпадений, интенсивность внешнего облучения (гамма излучения) – МЭД на открытой местности, интенсивность внешнего облучения, индивидуальная доза (плотность) облучения, максимальная СГЭД доза, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в растительности, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в сене, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в молоке.

*Плотность поверхностных выпадений* определялась по данным, после аварии на ЧАЭС, которые были получены в результате исследований, описанных в [18, 19].

Поверхностное загрязнение после аварии, было уменьшено вдвое, так как после аварии уже прошел один период полураспада (30 лет) основных радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Эти данные были разделены на четыре категории:

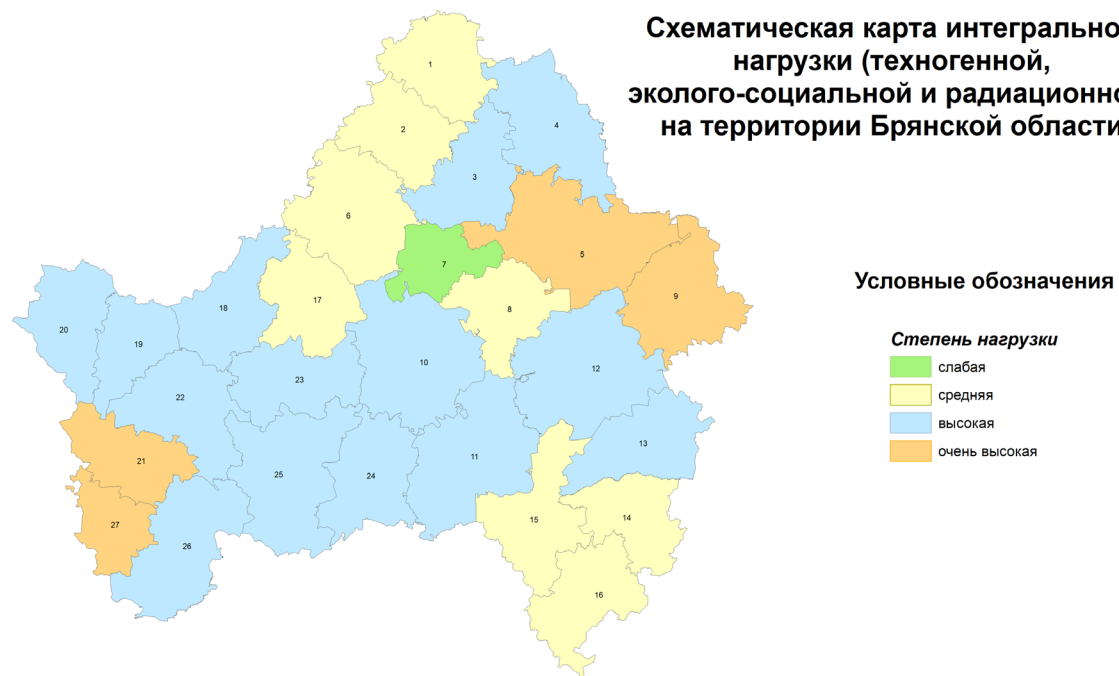
- 0.5-2.5 Ки/км<sup>2</sup> – (1) – низкая;
- 2.5-7.5 Ки/км<sup>2</sup> – (2) – средняя;
- 7.5-20.0 Ки/км<sup>2</sup> – (3) – высокая;
- Более 20.0 Ки/км<sup>2</sup> – (4) – очень высокая.

**Схематическая карта радиационной обстановки на территории Брянской области по состоянию на 2020 год**



**Рис. 1**  
Схематическая карта радиационной обстановки на территории Брянской области по состоянию на 2020 год.

**Схематическая карта интегральной нагрузки (техногенной, эколого-социальной и радиационной) на территории Брянской области**



**Рис. 2**  
Схематическая карта интегральной нагрузки (техногенной, эколого-социальной и радиационной) на территории Брянской области.

Результатом оценки радиационной обстановки является суммирование всех восьми показателей с дальнейшей разбивкой этой суммы на четыре категории по степени напряженности:

0-7 – (1) – слабая;

7-11 – (2) – средняя;

14-21 – (3) – высокая;

21-28 – (4) – чрезвычайно высокая.

Кроме этого, выделена территория, на которой напряженность отсутствует, где плотность радиоактивных выпадений не превышает фоновых значений ( $Ku/km^2$ ).

На схематической карте радиационной обстановки на территории Брянской области (рис. 1) показано, что Рогнединский (1), Дубровский (2), Жуковский (3), Дятьковский (4), Брянский (5), Клетнянский (6), Жирятинский (7), Выгоничский (8), Карачаевский (9), Почепский (10), Трубчевский (11), Навлинский(12), Брасовский (13), Комаричский (14), Суземский (15), Севский (16), Мглинский(17), Суражский (18), Погарский (24), Стародубский (25) районы характеризуются слабой степенью радиационной напряженности; Унечский (23), Климовский (26) – средней; Клиновский (22) – высокой; Гордеевский (19), Красногорский (20), Новозыбковский (21), Злынковский (27) – чрезвычайно высокой напряженностью. На территории Дубровского (2), Клетнянского (6), Мглинского (17) и Суражского (18) районов радиационная напряженность отсутствует. Примечание в скобках показан номер района, приведенный на схематической карте.

Все оценки проводились с построением всех соответствующих схематических карт.

#### Обсуждение результатов исследований

Результирующая оценка интегральной нагрузки: техногенной, экологосоциальной и радиационной на окружающую среду в районах Брянской области

Оценка интегральной нагрузки на окружающую среду в Брянской области проведена путем суммирования трех расчетных критериев: техногенной нагрузки, экологосоциальной и радиационной обстановки с последующей разбивкой на четыре категории по степени нагрузки.

1-3 – (1) – слабая;

3-6 – (2) – средняя;

6-9 – (3) – высокая;

9-12 – (4) – очень высокая.

На схематической карте интегральной нагрузки (рис. 2): техногенной, экологосоциальной и радиационной на территории Брянской области показано, что Жирятинский (7) район характеризуется слабой степенью интегральной нагрузки; Рогнединский (1), Дубровский (2), Клетнянский (6), Выгоничский (8), Комаричский (14), Сузем-

ский(15), Севский (16), Мглинский(17) – средней; Жуковский (3), Дятьковский (4), Почепский (10), Трубчевский (11), Навлинский(12), Брасовский (13), Суражский (18), Гордеевский (19), Красногорский (20), Клиновский (22), Унечский (23), Погарский (24), Стародубский (25), Климовский (26) районы – высокой; Брянский (5), Карачаевский (9), Новозыбковский (21), Злынковский (27) районы отличаются очень высокой интегральной нагрузкой.

#### Предварительная прогнозная оценка миграции радионуклидов через защитную зону в грунтовые воды

Основные исследования были направлены на оценку защищенности подземных вод, как одного из важнейших компонентов окружающей среды, отвечающих за жизнеобеспечение населения, от загрязнения радионуклидами на территориях пострадавших от аварии на Чернобыльской атомной станции (ЧАЭС). Для этого был выполнен предварительный гидрогеохимический прогноз одномерной миграции радионуклидов с целью оценки возможности их проникновения с поверхности земли через защитную зону в грунтовые воды с использованием численно – аналитических методов на территории Брянской области.

Основной задачей **предварительного гидрогеохимического прогноза** миграции радионуклидов являлась оценка возможности их проникновения с поверхности земли через защитную зону в грунтовые воды с использованием численно – аналитических методов, которая установлена по данным наблюдений на загрязненных участках [13, 17].

Для прогноза миграции радионуклидов через ненасыщенную зону использовалась математическая модель, описывающая движение радионуклидов при условии мгновенного выброса активности (поверхностного загрязнения) из прямоугольного плоского источника шириной  $f=1$  м, с центром в начале координат в полуограниченный пласт с учетом продольной гидродинамической дисперсии (поперечная дисперсия из-за ее малости не учитывается), физикохимического взаимодействия в системе порода – вода и радиоактивного распада, разработанная МАГАТЭ [12]:

$$C = \frac{M_p}{4\alpha_p n^* (\pi D_1 t)^{1/2}} \exp - \left[ \frac{(z - Wt)^2}{4D_1 t} + \lambda_p t \right] \quad (1)$$

где  $M_p$  – мгновенно выброшенная активность (концентрация) радионуклида на единицу длины,  $C$  – активность (концентрация) радионуклида, перешедшая в жидкую фазу (инфильтрационный поток),  $n^*$  – эффективная пористость,  $D_1$  – коэф-

коэффициент продольной дисперсии (м<sup>2</sup>/год),  $W$  – инфильтрационное питание (скорость движения влаги в защитной зоне, м/год),  $z$  – вертикальная координата (м),  $\lambda_p$  – постоянная радиоактивного распада:  $\lambda_p = \ln 2 / T_{1/2}$ ,  $\alpha_p$  – коэффициент замедления в пористой среде:

$$\alpha_p = 1 + \frac{\rho_g}{n^*} K_d \quad (2)$$

где  $\rho_g$  – объемная плотность почв и пород (кг/дм<sup>3</sup>),  $K_d$  – коэффициент равновесного распределения радионуклида (л/кг).

Радиоактивное загрязнение выделенного Западного участка Брянской области обусловлено выбросом в окружающую среду осколочных продуктов деления <sup>235</sup>U и трансурановых элементов в результате аварии на четвертом блоке Чернобыльской АЭС (данные исследований приведены в [14, 16]).

В пределах Брянской области сразу после аварии на ЧАЭС общая площадь радиоактивного загрязнения территории с плотностью 1-5 Ки/км<sup>2</sup> составила 6608 км<sup>2</sup> (57,8% от общей площади), 5-15 Ки/км<sup>2</sup> – 2363 км<sup>2</sup> (20,6%). 15-40 Ки/км<sup>2</sup> (17,7%) и свыше 40 Ки/км<sup>2</sup> – 446 км<sup>2</sup> (3,9%). К радиоактивно-загрязненным территориям области отнесено 1762,3 тыс.га сельхозугодий и 228.5 тыс.га лесов государственного лесного фонда.

Объектом математического моделирования распределения радионуклидов в зоне аэрации стал шурф № 1, описание которого приведено в [13, 17]. Рассматривая распределение радионуклидов в зоне аэрации исследуемого шурфа, можно сделать вывод, что основная масса радиоизотопов сосредоточена в почвенно-растительном слое: <sup>137</sup>Cs содержится в концентрациях 10-34000 Бк/кг, <sup>90</sup>Sr – 14-400 Бк/кг; ниже почвенно-растительного слоя удельная активность <sup>137</sup>Cs составляет 10-90 Бк/кг, <sup>90</sup>Sr – от менее 20 до 40 Бк/кг. Глубина проникновения

в зону аэрации данного типа ландшафта «хвостов» концентраций радиоцезия достигает 1 м и более, радиостронция – 0,6-0,7 м. [13, 17].

Таким образом, основным концентратором (до 90-98 %) и «поставщиком» радионуклидов в подземные воды (при инфильтрации атмосферных осадков) является верхняя часть (0-0,2 м) почвенно-растительного слоя. В зоне аэрации концентрации радиоизотопов на 2 порядка ниже, однако, и они представляют определенную угрозу для радиоактивного загрязнения грунтовых вод.

Моделирование процесса миграции радионуклидов проводилось с использованием уравнения (1). Расчет осуществлялся с шагом по глубине в 0.01м до глубины 0.1м далее расчетный шаг увеличивался до 0.09м. При этом для избежания потери точности расчетов при изменении величины шага по координате, внутри увеличенного шага сохранялась разбивка на шаги в 0.01м и проводилось суммирование расчетных значений масс и концентраций радионуклида внутри этого шага. Расчет проводился на сто временных (100 лет) шагов по программе, составленной В. И. Калинин и А. П. Белоусовой [4].

Для расчетов использовались следующие значения, характеризующие строение защитной зоны и параметров процессов:  $n^*=0.2$ ;  $\rho_g=1.5$  кг/дм<sup>3</sup>;  $W=0.1$  м/год (среднее значение величины инфильтрационного питания для данного района);  $T_{1/2}$ (период полураспада)=30 лет (для <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs);  $K_d$ (Sr)=5 л/кг – для слоя 0-5 см, 2 л/кг для слоев, залегающих глубже 5 см (из литературы известно [18], что основная масса радионуклидов задерживается в слое 0-5 см);  $K_d$ (Cs)=20л/кг – для слоя 0-5 см, 10 л/кг для слоев, залегающих глубже 5 см;  $D_1=2.2 \cdot 10^{-3}$  м<sup>2</sup>/сут, значение коэффициента гидродинамической дисперсии устанавливалось следующим образом:  $D_1 = \delta W$ , ( $\delta$  – структурный параметр среды, для песков, изменяющийся от десятых долей см до первых сантиметров),

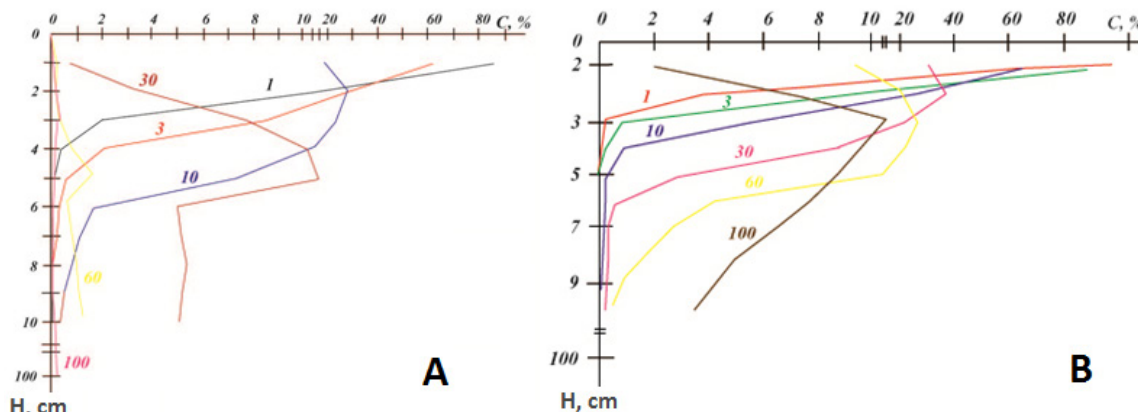


Рис. 3  
 А – кривые изменения концентрации <sup>90</sup>Sr в защитной зоне на различные прогнозные сроки (1, 3...100 лет);  
 В – кривые изменения концентрации <sup>137</sup>Cs в защитной зоне на различные прогнозные сроки (1, 3...100 лет).

расчетное значение  $D_1$  уточнялось в процессе решения прогнозной задачи.  $Mp=100\%$ . В связи с тем, что неизвестны начальные распределения радионуклидов на поверхности почв и в защитной зоне сразу после Чернобыльской аварии и на сегодняшний день на изучаемой территории, но имеются немногочисленные сведения о распределении радионуклидов в песчаных почвах в Чернобыльской зоне то в расчетах было принято условие, что после аварии на поверхность почвы выпала масса каждого радионуклида в количестве 100%.

Результаты прогнозных расчетов для  $^{90}\text{Sr}$  показаны на **рис. 3А**: а – для  $^{137}\text{Cs}$  на **рис. 3В**.

Точность прогнозных расчетов проверялась по имеющимся в литературе данным наблюдений за поведением радионуклидов в песчаных почвах чернобыльской зоны [18, 19].

Из этих данных следует, что распределение радионуклида стронция в дальней части зоны в профиле почв на сентябрь 1989 г. в процентах от первоначального содержания в верхнем слое почвы следующее: в слое 0-2 см – 62.8%; 2-3 см – 23.2%; 3-4 см – 7.5%; 4-5 см – 2.4%. Эти значения близки к промежуточным результатам прогнозных расчетов на 3 и 4 год.

Таким образом, предварительные расчеты показали, что впервые 10 лет после выпадения  $^{90}\text{Sr}$  практически полностью задерживается в слое 0-10 см с постепенным перемещением его максимальных концентраций к середине этого слоя (**рис. 3А**). В течение последующих 20 лет увеличивается интенсивность его продвижения в слое, залегающие глубже 10 см, и увеличивается его концентрация в инфильтрационном потоке, что представляет угрозу проникновения в неглубоко залегающие грунтовые воды (0-50 и более см). Еще через 30 лет в слое 0-10 см остается всего 6.7%  $^{90}\text{Sr}$ , что указывает на интенсивное его проникновение на большие глубины и увеличение вероятности попадания в более глубоко залегающие грунтовые воды. К концу столетнего периода эти тенденции еще более усиливаются, что приводит к полному очищению слоя 0-10 см от стронция и усилению опасности загрязнения подземных вод.

Прогнозные расчеты по  $^{137}\text{Cs}$  показали на более замедленный процесс миграции его через защитную зону, только через 60 лет намечается усиление его движения в слое 0-10 см с выносом из него около 6%  $^{137}\text{Cs}$  (**рис. 3В**). Эти предварительные данные на наш взгляд могут не соответствовать процессам, происходящим в действительности. Существуют данные, что в особых условиях  $^{137}\text{Cs}$  может мигрировать с интенсивностью, приближающейся к интенсивности миграции  $^{90}\text{Sr}$  [1, 2]. В таком случае оценка, приведенная для  $^{90}\text{Sr}$ , может быть использована и для  $^{137}\text{Cs}$ .

По данным моделирования (**рис. 3**) можно установить прогнозные время и глубину (прогнозные риски) проникновения того или другого радионуклида и его концентрацию на каждой глубине залегания грунтовых вод. Для второго случая, для мягкой оценки, сроки прогнозной оценки можно продлить.

#### **Картографоаналитическая прогнозная оценка изменения уязвимости подземных вод к загрязнению радионуклидом $^{137}\text{Cs}$**

Для оценки степени опасности загрязнения грунтовых вод чернобыльскими радионуклидами была проведена картографо-аналитическая прогнозная оценка изменения уязвимости подземных вод к загрязнению радионуклидом  $^{137}\text{Cs}$ .

Практически сразу после аварии на ЧАЭС были начаты научные исследования с различными организациями и ведомствами в стране, а также с зарубежными Агентствами по проблеме загрязнения окружающей среды. В результате этих исследований разработана оригинальная авторская методика оценки защищенности и уязвимости подземных вод к загрязнению радионуклидами.

Оценка природного потенциала защитной зоны, препятствующей проникновению любых ЗВ. Взаимосвязь подземной части гидросферы с другими компонентами окружающей среды и возможность ее загрязнения через эти компоненты характеризуется степенью защищенности и уязвимости подземных вод к загрязнению и отражается на соответствующих картах, построенных на основе модельных расчетов движения загрязняющих веществ через защитную зону.

Основные положения, которые следует учитывать при оценке и картировании защищенности грунтовых вод, сформулированы в ряде работ [3-8 и др.]. Некоторые важные определения:

*Защитная зона* – это зона, отделяющая подземные воды от поверхностного загрязнения и имеющая двухуровневое строение: почвы и породы зоны аэрации. Защищенность – способность защитной зоны препятствовать проникновению загрязнения в подземные воды в течение определенного времени. Отношение реальной техногенной нагрузки изучаемой территории к естественной защищенности подземных вод называется их уязвимостью к загрязнению. *Природный защитный потенциал* – способность геологической среды (почв и пород зоны аэрации) удерживать загрязнение в защитной зоне, зависящий от литологических, фильтрационных и сорбционных свойств почв и пород.

Вещество считается загрязняющим, если его концентрации превышают фоновые значения. Следовательно, при оценке защищенности будем учитывать особенности строения защитной зоны, отделяющей грунтовые воды от поверх-



ностного загрязнения, и процессы, в ней происходящие под влиянием загрязнения.

Выше приведенная оценка влияния интегральной техногенной нагрузки на экологическое состояние территории Брянской области позволила выделить специфический Западный район по этим признакам, для которого загрязнение радионуклидами чернобыльского происхождения имеет главное значение. В связи с этим дальнейшие оценки защищенности подземных вод были выполнены для этого района.

Оценка естественной защищенности грунтовых вод осуществляется для условий, когда предполагается, что загрязнение данным загрязняющим веществом распространяется на всю исследуемую территорию вне зависимости от его интенсивности. Эта оценка предполагает установить природный потенциал геологической среды способности препятствовать проникновению загрязняющих веществ через защитную зону в грунтовые воды при региональных оценках. Для локальных оценок следует использовать более точные методы, например, математическое моделирование.

В случае попадания загрязняющих веществ на поверхность земли защитной зоной (буфером) более высокого порядка являются почвы, способные связать большое количество загрязняющих веществ. Зона, защищающая грунтовые воды от загрязнения, имеет двухуровневое строение: первый уровень – почвы, второй – породы зоны аэрации. Специфичность определяется еще и тем, что при оценках защищенности подземных вод от загрязнения радионуклидами используется принцип беспороговых концентраций, что позволяет в расчетах не учитывать их распад.

**Карта защитной зоны** получается путем наложения почвенной карты, отображающей строение первого уровня защитной зоны, и карт, характеризующих строение второго уровня защитной зоны: глубин залегания грунтовых вод и геологического строения зоны аэрации. В результате генерализации контуров на карте выделяются типовые участки, характеризующиеся определенным строением первого и второго уровней защитной зоны и глубиной залегания грунтовых вод.

По соотношению литологического строения первого и второго уровней защитной зоны и глубине залегания грунтовых вод на качественном уровне были установлены следующие категории защитного потенциала защитной зоны: очень слабый; слабый; средний; высокий защитный потенциал.

Наличие в разрезе защитной зоны (в двух ее уровнях) проницаемых пород при малой

глубине залегания грунтовых вод обуславливает плохие защитные свойства, по мере увеличения глубины залегания грунтовых вод и появления в разрезе слабопроницаемых пород защитный потенциал этой зоны усиливается, и продвижение загрязняющих веществ через нее замедляется.

Западный район Брянской области характеризуется преобладанием на его территории очень слабого защитного потенциала защитной зоны, отделяющей грунтовые воды от поверхностного радиоактивного загрязнения, что значительно усугубляет экологическую ситуацию на этой территории (из-за ограниченности объема статьи карта не приводится).

#### **Карта защищенности грунтовых вод от загрязнения радионуклидами**

При оценке возможности загрязнения грунтовых вод радионуклидами учитываются: сорбционные свойства, обеспечивающие задержание радионуклидов почвами и породами зоны аэрации, ограничение интенсивности продвижения (вплоть до полного задержания) с инфильтрационным потоком до грунтовых вод; миграционные свойства почв и пород зоны аэрации, зависящие от физико-механических, водно-физических, фильтрационных свойств, их минералогического состава и характеризующие интенсивность продвижения фронта загрязненных и фильтрующихся вод в глубь зоны аэрации до грунтовых вод; путь фильтрации (инфильтрации), то есть мощность зоны аэрации или глубина залегания грунтовых вод; период полураспада радионуклидов и др.

По результатам обобщения литературных и опытных данных было установлено следующее, что по интенсивности миграции  $^{90}\text{Sr}$  значительно опережает  $^{137}\text{Cs}$  (первому соответствует конвективный, а второму – диффузионный механизм переноса, что выражается в различии, в основном на два порядка, коэффициентов дисперсии и диффузии);  $^{90}\text{Sr}$  меньше сорбируется почвами и породами зоны аэрации, чем  $^{137}\text{Cs}$ ; почвы обладают наибольшей удерживающей способностью по отношению к радионуклидам, что и определяет их как буфер более высокого порядка, чем породы зоны аэрации. При оценке защищенности подземных вод их необходимо учитывать.

Следующий этап построения карты – *установление категорий защищенности грунтовых вод от загрязнения*. Выделяются пять категорий защищенности грунтовых вод от загрязнения: незащищенные, слабо защищенные, средне защищенные и условно защищенные и защищенные. Самые токсичные из долгоживущих радионуклидов –  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , поэтому оценка защищенности должна проводиться отдельно по каждому радионуклиду.

Защищенность грунтовых вод от любого загрязняющего вещества зависит от времени достижения фронтом загрязненных инфильтрационных вод водоносного горизонта ( $t_3$ ). Время прохождения растворенным в воде радионуклидом толщи почв и пород зоны аэрации мощностью  $M$  с заполнением их сорбционной емкости и последующим достижением грунтовых вод можно определить по предложенному нами уравнению [6]:

$$t_3 = \frac{M \theta n}{v} + \frac{M \theta \delta K_p}{W} \quad (3)$$

где  $K_p$ , л/кг – коэффициент распределения;  $\delta$ , кг/дм<sup>3</sup> – объемная масса скелета грунта,  $\theta n$ , – полная влагоемкость (в долях единицы);  $U$ , м/сут – скорость просачивания инфильтрационного потока [11]:

$$v = \frac{1}{\theta} \sqrt[3]{W^2 k_\phi} \quad (4)$$

где  $\theta$  – естественная влажность пород (в долях единицы),  $W$  – инфильтрационное питание (м/сут);  $k_\phi$  – коэффициент фильтрации (м/сут).

Первое слагаемое в (3) характеризует движение влаги в ненасыщенной зоне (или движение нейтрального загрязняющего вещества), второе – физико-химическое взаимодействие

(сорбцию) в системе порода – вода (или задержку вещества породой). В случае, когда коэффициент распределения значительно превышает единицу (как это характерно для радионуклидов), первым слагаемым в (3) можно пренебречь, как также и вторым, когда коэффициент распределения значительно меньше единицы.

Шкалу категорий естественной защищенности грунтовых вод от загрязнения целесообразно строить в зависимости от  $T$  – периода полураспада радионуклида. В этом случае выделяются следующие категории:

- незащищенные грунтовые воды:  $t_3 < T$ ;  $t_3 < 30$  лет;
- слабо защищенные:  $T < t_3 < 2T$ ; 30 лет  $< t_3 < 60$  лет;
- средне защищенные:  $2T < t_3 < 3T$ ; 60 лет  $< t_3 < 100$  лет;
- условно защищенные:  $t_3 > 3T$ ;  $t_3 > 100$  лет. 100 лет  $< t_3 < 300$  лет;
- защищенные:  $t_3 > 10T$ ;  $t_3 > 300$  лет.

Выделение категорий по времени продвижения загрязняющего вещества через защитную зону по существу является приближенной прогностической оценкой процесса загрязнения грунтовых вод в данном случае радионуклидами.

Карты защищенности грунтовых вод от загрязнения <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs строятся на основе карты защитной зоны. Сравнение карт показывает, что наиболее опасен для грунтовых вод <sup>90</sup>Sr, так как загрязнение им может охватить в короткий период (< 5 лет) большие участки водоносного

**Таблица 1.** Изменение плотности выпадений <sup>137</sup>Cs (Ки/км<sup>2</sup>) по временным периодам после аварии на ЧАЭС

Интервал плотности выпадений <sup>137</sup> Cs (Ки/км <sup>2</sup> )	Плотность поверхностных выпадений <sup>137</sup> Cs в Ки/км <sup>2</sup>										
	Время после аварии на ЧАЭС (год)										
	0	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300
более 40	50	25	12.5	6.25	3.17	1.58	0.79	0.4	0.2	0.1	0.05
15-40	40	20	10	5	2.5	1.25	0.62	0.31	0.15	0.07	0.035
5-15	15	7.5	3.75	1.87	0.93	0.47	0.23	0.12	0.06	0.03	0.015
1-5	5	2.5	1.25	0.625	0.32	0.16	0.08	0.04	0.02	0.01	0.005
менее 1	1	0.5	0.25	0.125	0.062	0.031	0.015	0.007	0.007	0.002	0.001

**Таблица 2.** Степень уязвимости грунтовых вод к загрязнению <sup>137</sup>Cs после аварии на ЧАЭС

Степени защищенности грунтовых вод от загрязнения В скобках вес	Плотность загрязнения почвы <sup>137</sup> Cs в Ки/км <sup>2</sup> , в скобках вес				
	> 40 [50 Ки/км <sup>2</sup> ] (5)	15-40 (4)	5-15 (3)	1-5 (2)	< 1 (1)
Незащищенные < 30 лет (4)	(9) Катастрофически уязвимые	(8) Очень сильно уязвимые	(7) сильно уязвимые	(6) уязвимые	(5) слабо уязвимые
Слабо защищенные 30-60 лет (3)	(8) Очень сильно уязвимые	(7) сильно уязвимые	(6) уязвимые	(5) слабо уязвимые	(4) условно уязвимые
Средне защищенные 60-100 лет (2)	(7) сильно уязвимые	(6) уязвимые	(5) слабо уязвимые	(4) условно уязвимые	(3) условно уязвимые
Условно защищенные > 100 (1)	(6) уязвимые	(5) слабо уязвимые	(4) условно уязвимые	(3) условно уязвимые	(2) не уязвимые



горизонта. Карты защищенности грунтовых вод от загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{90}\text{Sr}$  не приводятся из-за ограниченности объема статьи,

Таким образом, оценка времени продвижения радионуклидов через защитную зону позволяет дать приближенную прогнозную оценку процесса загрязнения грунтовых вод этим чрезвычайно опасными загрязняющими веществами.

**Оценка уязвимости грунтовых вод к загрязнению  $^{137}\text{Cs}$**

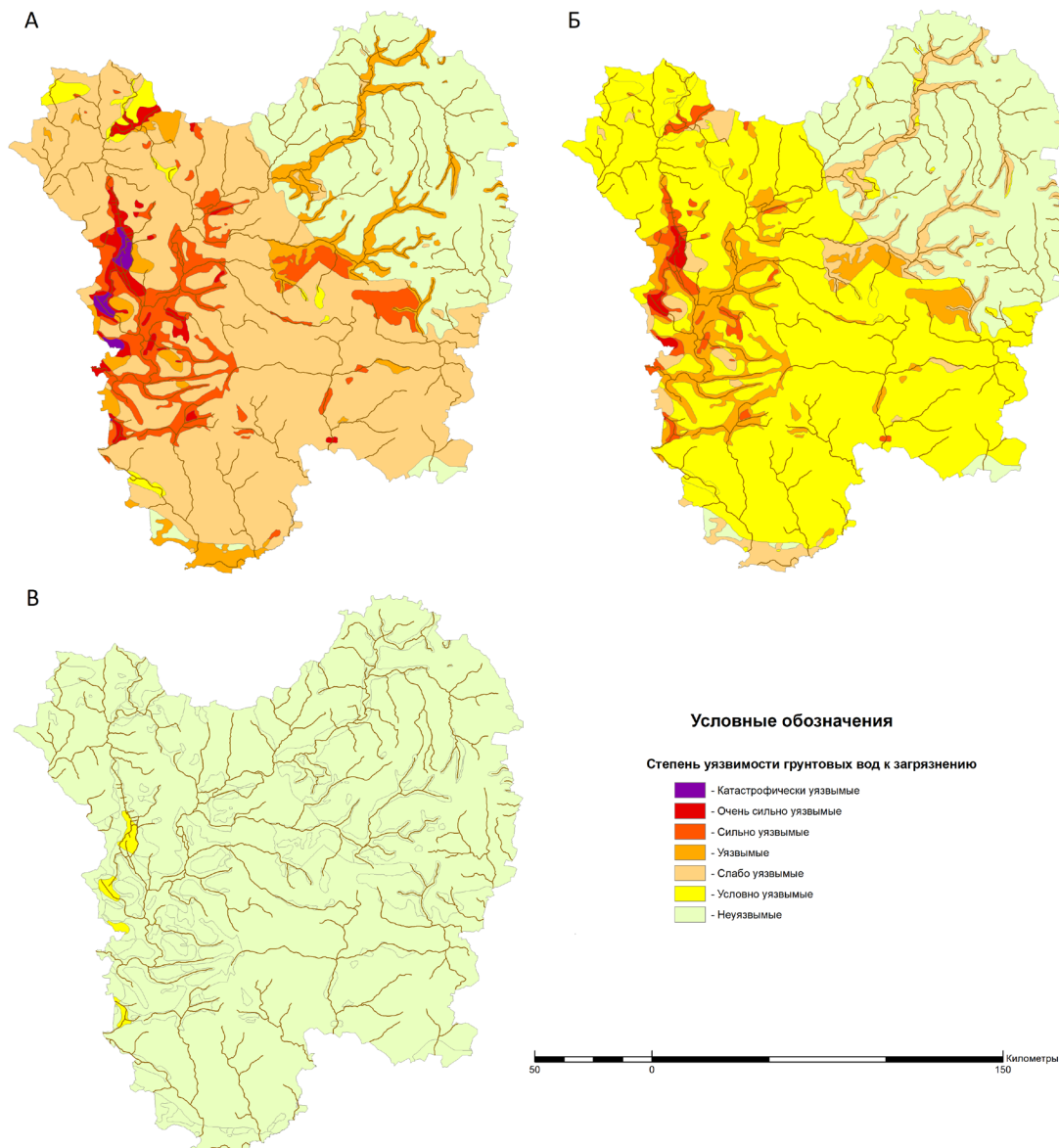
Отношение реальной техногенной нагрузки изучаемой территории к защищенности грунтовых вод будем называть уязвимостью грунтовых вод к загрязнению.

Карта уязвимости грунтовых вод по  $^{137}\text{Cs}$  строится на основе карты техногенной нагрузки

по  $^{137}\text{Cs}$  [15], показывающей распределение загрязнения поверхности земли  $^{137}\text{Cs}$  (данных по другим радионуклидам нет) и карты защищенности грунтовых вод от  $^{137}\text{Cs}$ .

Выделены следующие категории уязвимости грунтовых вод по  $^{137}\text{Cs}$ : катастрофически уязвимые, очень сильно уязвимые, сильно уязвимые, уязвимые, слабо уязвимые, условно неустойчивые и неустойчивые.

При оценке защищенности главную роль играет факт достижения загрязненных инфильтрационных вод водоносного горизонта в случае, когда их концентрация в грунтовых водах превышает фоновую. Наличие техногенных радионуклидов в водоносном горизонте в количестве, превышающем фоновые концентрации, подтверждает незащищенность грунтовых вод



**Рис. 4** Степень уязвимости грунтовых вод к загрязнению  $^{137}\text{Cs}$ : А – сразу после аварии; В – спустя 30 лет после аварии; С – спустя 150 лет после аварии.

от загрязнения данным радионуклидом. Интенсивность дальнейшего загрязнения водоносного горизонта будет зависеть от исходной концентрации радионуклида на поверхности почвы и времени его полного распада.

Оценка уязвимости грунтовых вод от загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  на территории Западного участка Брянской области проводилась для 11 временных периодов с шагом в 30 лет (порядка периода полураспада радионуклида), с двойным уменьшением плотности выпадений на каждый период полураспада. Результаты изменения плотности выпадения  $^{137}\text{Cs}$  на 300 летний срок после аварии на ЧАЭС приведены в **табл. 1**.

Оценка уязвимости складывается соотношением защищенности грунтовых вод к техногенной нагрузке, в нашем случае от плотности загрязнения почв с выделением следующих категорий уязвимости: катастрофически уязвимые, очень сильно уязвимые, сильно уязвимые, уязвимые, слабо уязвимые, условно уязвимые и неуязвимые. В **табл. 2** приведены данные об уязвимости грунтовых вод сразу после аварии на ЧАЭС.

На **рис. 4** приведены данные об изменении уязвимости грунтовых вод на территории Западного участка Брянской области на периоды сразу после аварии на ЧАЭС, после 30 и 150 лет после аварии. Как видно из **табл. 1** и карт уязвимости (**рис. 4**) интенсивность ее уменьшается от периода к периоду полураспада радионуклида и к 150 годам после аварии на незначительной западной территории еще сохраняются участки с условно уязвимыми грунтовыми водами, где выпадения незначительно превышают ПДК, а к 180 годам они не достигают ПДК, к 300 годам сохраняются только следы от выпадений.

### Выводы

Интегральная оценка влияния разнохарактерной нагрузки на экологическое состояние Брянской области выявила четкое разделение территории Брянской области на: западную часть, для которой характерно только высокая и очень высокая интегральная нагрузка, за счет техногенной нагрузки и радиоактивного загрязнения (только один район со средней нагрузкой), и восточную часть, слабая и средняя нагрузка выявлена на территории половины районов, а для остальной половины высокая и очень высокая. Существуют участки, где радиоактивная нагрузка не имеет значительного влияния.

Таким образом, западный район Брянской области характеризуется самой высокой интегральной нагрузкой, хотя по состоянию питьевых вод здесь более благоприятное состояние, по техногенной нагрузке есть районы со слабой

и средней нагрузкой, как и по заболеваемости, но по радиоактивной нагрузке он наоборот самый неблагоприятный. Все вышеприведенные данные о благоприятности ситуации во многом обусловлены тем, что в результате техногенного загрязнения по причине аварии на ЧАЭС в области существуют районы с ограничениями по различным видам человеческой деятельности и где исключены проживание населения, промышленная и другая деятельность, а следовательно, отсутствуют источники исследуемого загрязнения.

Предварительные прогнозные расчеты миграции радионуклидов показали, что впервые 10 лет после выпадения  $^{90}\text{Sr}$  практически полностью задерживается в слое 0-10 см. В течение последующих 20 лет увеличивается интенсивность его продвижения в слои, залегающие глубже 10 см, а еще через 30 лет в слое 0-10 см остается всего 6.7%  $^{90}\text{Sr}$ , что указывает на интенсивное его проникновение на большие глубины и увеличение вероятности попадания в более глубоко залегающие грунтовые воды. К концу столетнего периода эти тенденции еще более усиливаются, что приводит к полному очищению слоя 0-10 см от стронция и усилению опасности загрязнения подземных вод.

Прогнозные расчеты по  $^{137}\text{Cs}$  показали на более замедленный процесс миграции его через защитную зону, только через 60 лет намечается усиление его движения в слое 0-10 см с выносом из него около 6%  $^{137}\text{Cs}$ .

По данным моделирования можно установить прогнозные время и глубину (прогнозные риски) проникновения того или другого радионуклида и его концентрацию на каждой глубине залегания грунтовых вод.

По данным об изменении уязвимости грунтовых вод на территории Западного участка Брянской области установлено, что интенсивность ее уменьшается от периода к периоду полураспада радионуклида и к 150 годам после аварии на незначительной западной территории еще сохраняются участки с условно уязвимыми грунтовыми водами, где выпадения незначительно превышают ПДК, а к 180 годам они не достигают ПДК, к 300 годам сохраняются только следы от выпадений.

Эти данные свидетельствуют, что в течение 150-180 лет после аварии на ЧАЭС в зоне радиоактивного следа на территории Брянской области могут быть обнаружены участки, на которых загрязнение грунтовых вод  $^{137}\text{Cs}$  может превышать фоновые концентрации, а, следовательно, проблема возможного загрязнения грунтовых вод радионуклидами (не только  $^{137}\text{Cs}$ ), будет актуальной еще достаточно длительный срок. **XXI**

Литература

1. Алексахин Р. М., Круглов С. В., Васильева Н. А. и др. О формировании радионуклидного состава почв в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. - 1990. - № 10, с. 26 - 34.
2. Алексахин Р. М. Миграция радионуклидов в агроценозах // Проблемы радиохимии и космохимии. - М., Наука, 1992, с. 179-205.
3. Белоусова А. П., Галактионова О. В. К методике оценки естественной защищенности подземных вод от радиоактивного загрязнения // Водные ресурсы, 1994, Т. 21, № 3 С. 340–345.
4. Белоусова А. П. Качество подземных вод. Современные подходы к оценке. М.: Наука, 2001, 340 с.
5. Белоусова А.П. Основные принципы и рекомендации по оценке и картированию защищенности подземных вод от загрязнения // Водные ресурсы. – 2003. – Т.30, №6. – с. 677-677.
6. Белоусова А.П. Ресурсы подземных вод и их защищенность от загрязнения в бассейне реки Днепр и отдельных его областях: Российская территория. М.: ЛЕНАНД, 2005, 168 с.
7. Белоусова, А. П. и Проскурина И. В. (Агеева) (2010). Подходы к оценке техногенной нагрузки как фактора опасности загрязнения подземных вод. // Вода, химия и экология, № 12, с. 2–11.
8. Белоусова А.П. Оценка защищенности подземных вод от загрязнения радионуклидами. // Вода: химия, экология. 2012, № 5, с. 11-17.
9. Белоусова А.П., Ю.В. Миняева, Е.Э. Руденко. Методы оценки защищенности и уязвимости подземных вод к загрязнению в регионах со сложной экологической ситуацией // Экосистемы: экология и динамика, 2019, том 3, № 2, с. 99-128.
10. Белоусова А.П., Руденко Е.Э. Трансформация уязвимости грунтовых вод к радиоактивному загрязнению в зоне Чернобыльского следа на территории Калужской области // Экосистемы: экология и динамика. 2020, Т. 4. № 1, С.18-103.
11. Биндеман Н.Н. Оценка эксплуатационных запасов подземных вод. М.: Госгеотехиздат, 1963, 203 с.
12. Гидрогеологические аспекты выбора площадок для атомных электростанций // Серия изданий по безопасности № 50 - SG - S7. Руководство МАГАТЭ по безопасности. Международное агентство по атомной энергетике. - Вена, 1986, 98 с.
13. Гоголь С.Б., Величко М.П. Отчет о результатах проведения радиологических исследований на полигоне «Деменка» в 1996-2000 гг. Брянск и Белые Берега, 2000, 190 с.
14. Ежегодник Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 году, Обнинск, НПО Тайфун, 2019, 324 с.
15. Карта радиоактивного загрязнения Европейской части и Уральского региона России цезием-137 по состоянию на январь 1993 года. Масштаб 1:500000./Ю.А. Израэль (ответственный редактор), И.М. Назаров, Ш.Д. Фридман [и др.]. М.: Росгидромет, ИГКЭ, ИПГ, НПО «Тайфун», ВНИСХМ, ГМП «Радон», ГНТП «Аэрогеофизика», Невскгеология, ГПП «Севзапгеология», ПГО «Казгеофизика». 1995 г.
16. Левкина Г.В., Иванченкова О.А., Луцевич А.А. Годовой доклад об экологической ситуации в Брянской области в 2018 году « Природные ресурсы и окружающая среда Брянской области» под ред. С.В. Мотылева, 2019, 266с.
17. Оценка и прогноз качества воды в районах, пораженных в результате Чернобыльской аварии (Брянская область) (1997-2001 гг.). Окончательный отчет по проекту. Москва, ПРООН, 2001, с. 91–99.
18. Пристер Б. С., Омельченко И. П., Перепелятникова А. В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. - 1990. - № 10. - С. 51 - 60.
19. Проблемы радиогеохимии и космохимии (под ред. Шуколюкова Ю.А.). - М, Наука, 1992. - 320 с.

UDC 558.383/388:504(571.1)

**A.P. Belousova**, Doctor of Sciences, Professor, Chief Researcher of Institute of Water Problems of the Russian Academy of Sciences FGBUN Institute of Water Problems RAS, anabel@iwp.ru

**E.E. Rudenko**, junior research assistant, Institute of Water Problems of the RAS, schickal@rambler.ru

## COMPREHENSIVE ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL STATE OF THE ENVIRONMENT, INCLUDING GROUNDWATER, IN THE BRYANSK REGION AFFECTED BY THE ACCIDENT AT THE CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT

**Abstract:** 36 years have passed since the largest man-made disaster of the 20th century on the territory of the USSR – the accident at the Chernobyl nuclear power plant (ChNPP). On the territory of Russia, almost all the central regions of the European part of Russia suffered from this accident, and the Bryansk, Tula and Kaluga regions suffered the most, the nuclear power plant itself is located outside Russia, on the territory of another country. Despite the past 36 years, problems with environmental pollution by radionuclides will affect us for a long time to come. It is known that the activity of radioactive fallout disappears completely after 10 half-lives of radionuclides.

The studies were aimed at identifying ecologically unfavorable regions, for which many indicators and control data were integrated: the structure of exposure doses for residents of the Bryansk region, radiation monitoring of food products, drinking water and agricultural soils. Based on the analysis of the radiation situation, as well as the general environmental situation in the region, the integral load on the object under study was estimated. The assessment of the integral load on the environment in the territory of the Bryansk region was carried out by summing up three calculated criteria: the actual technogenic load, the environmental, social and radiation situation. Further studies were aimed at assessing the protection of groundwater, as one of the most important components of the environment responsible for the life support of the population, from contamination by radionuclides. For this, a preliminary hydrogeochemical forecast of one-dimensional migration of radionuclides was carried out in order to assess the possibility of their penetration from the earth's surface through the buffer zone into groundwater using numerical-analytical methods, as well as an area assessment of the natural protection of groundwater and their vulnerability to contamination with radionuclides. This assessment involves establishing the natural potential of the geological environment, its ability to prevent the penetration of pollutants through the buffer zone into groundwater in regional assessments, as well as establishing the degree of change in the vulnerability of groundwater as the anthropogenic load decreases – the fallout of Chernobyl radionuclides over time, taking into account their half-life, which, in turn, is a preliminary predictive estimate of changes in the radiation situation in groundwater.

**Keywords:** Chernobyl NPP, transfer of radionuclides, technogenic load, protection and vulnerability to groundwater pollution, radionuclide migration forecast.