СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ЗДОРОВЬЯ СРЕДЫ НА ТЕРРИТОРИЯХ С РАЗНЫМИ УРОВНЯМИ РАДИАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВСЛЕДСТВИЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Агафонов А.В.

с. Волчья Дубрава Тульской обл., МКОУ «Волчье-Дубравская СОШ», 10 класс

Руководитель: Савосина Л.В., с. Волчья Дубрава Тульской обл., МКОУ «Волчье-Дубравская СОШ», учитель биологии

Оценка последствий чернобыльской катастрофы включает два основных аспекта. Первый – оценка ситуации в непосредственной близости от атомной станции. При всей важности этой задачи, главный результат очевиден: столь высокий уровень радиации оказался губительным как для здоровья человека, так и для окружающей среды. Второй – оценка последствий чернобыльской катастрофы на огромных территориях, затронутых радиационным загрязнением в несопоставимо меньшей степени, что оказалось значительно более сложной задачей [2, 6] . Биоразнообразие остается на прежнем уровне, а во многих местах даже возрастает в связи с изъятием этих территорий из землепользования и устранением пресса антропогенной нагрузки.

Даже детальные многолетние исследования популяционной структуры и динамики отдельных видов обычно не выявляют значимых отличий этих территорий, по сравнению с контрольными. Не наблюдается здесь и резкого всплеска мутационной активности. Итогом может быть или окончательное заключение об отсутствии опасности такого радиационного загрязнения для живой природы и снятие данной проблемы с повестки дня, или решение о том, что традиционные оценки оказываются недостаточными для выявления эффекта. Поэтому есть смысл еще раз проанализировать проблему выявления последствий радиационного загрязнения применительно к природным популяциям живых существ, что и побудило меня к выполнению настоящей учебно-исследовательской работы.

Цель исследования – провести сравнительный анализ здоровья среды территорий Брянской и Тульской областей, характеризующихся разной плотностью загрязнения радиоцезием, с последующей оценкой нарушений стабильности развития разных видов биоты.

Цель достигалась путем решения следующих задач:

• подобрать и провести анализ специальной научной и научно-методической литературы по теме исследования;

• познакомиться с проблемами оценки последствий чернобыльской катастрофы для здоровья разных представителей живой природы;

• провести сравнительную оценку состояния биоты на территориях Брянской области, в разной степени загрязненных радиоцезием при использовании результатов научных исследований, выполненных специалистами-экологами;

• провести дозиметрическую съёмку радиационного гамма-фона в селе Волчья Дубрава Тёпло-Огарёвского района Тульской области;

• оценить здоровье среды в селе Волчья Дубрава методом флуктуирующей асимметрии листьев берёзы повислой;

• сравнить результаты биоиндикационной оценки здоровья среды на изученных территориях Брянской и Тульской областей.

При выполнении данной учебно-исследовательской работы использовались такие методы, как подбор и анализ литературных источников по теме исследования, методы интегральной оценки здоровья среды системы «Биотест», дозиметрический контроль радиационного гамма-фона с помощью дозиметра «РАДЕКС-РД 1503», биоиндикационная оценка нарушений билатеральной симметрии листьев берёзы повислой.

Сроки проведения исследования – сентябрь 2015 г. – февраль 2016 г.

Результаты исследования

1. Проблема оценки последствий аварии на ЧАЭС для здоровья среды

Главный результат оценки ситуации вблизи ЧАЭС очевиден: столь высокие уровни радиации губительны для окружающей среды. Об это весьма ярко свидетельствуют результаты исследований групп медиков, биологов, экологов, химиков и других специалистов. Однако биоразнообразие – число видов биоты – остаётся на прежнем уровне или даже возрастает. Оценка биоразнообразия свидетельствует об отсутствии нарушений гомеостаза экосистем и популяций при радиационном воздействии чернобыльской катастрофы. Остается нерешенным вопрос о наличии нарушений гомеостаза организма, которые могут иметь место до того, когда последствия станут

очевидны на более высоких уровнях. Их выявление предполагает оценку здоровья среды, по аналогии с оценкой здоровья человека. Оценка здоровья среды требует системы методов выявления изменений состояния живого организма в естественных условиях. Экспериментально моделируемые мутагенные воздействия вызывают эффекты, которые попросту не могут иметь место в природных популяциях [6].

В качестве операционального подхода школой В.М. Захарова и его коллегами была предложена методология интегральной оценки здоровья среды («Биотест») [4], основанная на разносторонней характеристике состояния живого организма в естественных условиях по уровню гомеостаза. Получение надежного результата и возможность экстраполяции данных для характеристики здоровья экосистемы в целом возможны лишь при использовании различных объектов, от растений до млекопитающих.

Оказалось, что при относительно невысоких уровнях радиационного загрязнения серьезные нарушения здоровья наблюдаются у всех исследованных видов живых существ, от растений до млекопитающих. Опираясь на свой большой опыт аналогичных исследований, авторы приходят к убедительному заключению, что при внешнем благополучии эти отклонения сопоставимы с тем, что наблюдается при воздействии крупного химического предприятия или большого города [2, 8].

С использованием методологии «Биотест» [4] в одном из наиболее сильно загрязненных районов Брянской области были проведены исследования здоровья среды по единому плану на протяжении ряда лет. Главные цели работы заключались в постановке проблемы, что такое здоровье среды и как оценить его изменения для ответа на вопрос о том, что же скрывается за прежним биоразнообразием и внешним благополучием на огромном пространстве, радиационно-загрязненном вследствие чернобыльской катастрофы. По прошествии ряда лет просуммированы не только результаты многочисленных и разнообразных исследований по оценке последствий аварии на ЧАЭС, но и решены проблемы контроля последствий радиационного загрязнения в целом [6].

2. Оценка состояния биоты на территориях Брянской области, в разной степени загрязненных радиоцезием

2.1. Общая характеристика района исследования

В результате аварии на Чернобыльской АЭС территория Брянской области подверглась радиоактивному загрязнению, максимальному по плотности содержания радионуклидов в почве. Для исследования были выбраны Злынковский, Новозыбковский и Климовский районы, а в качестве радиометрического контроля использован заповедник «Брянский лес», расположенный в Суземском районе [6].

Таблица 1

Уровни радиоактивного загрязнения изучаемых участков [6]

Номер точки	Изучаемые участки	Гамма-фон, мкР/ч	Плотность загрязнения 137Cs, Ки/км^2 *
1а	заповедник «Брянский лес» (Суземский р-н)	15 (8–20)	0.25
1	д. Зеленый Гай (Климовский р-н)	20 (15–25)	0.56
2а	д. Несвоевка (Новозыбковский р-н)	80 (30–140)	13.37
2б	д. Савички (Злынковский р-н)	100 (30–210)	27.04
2	д. Петрятинка (Злынковский р-н)	60 (30–120)	7.09
3	д. Красный Камень (Злынковский р-н)	180 (70–350)	27.60
4	д. Сенное (Злынковский р-н)	220 (80–420)	32.49

* Данные из справочника по радиационной обстановке и дозам облучения в 1991 году населения районов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС [6].

Специалистами Института физической химии РАН и Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН были выполнены детальные анализы по определению концентраций, распределения и изотопного состава радионуклидов на выбранных участках и в биологических образцах [4 – 6].

2.2. Общий анализ состояния биоты

Проблеме экологических последствий аварии на ЧАЭС посвящено большое количество исследований. Главное направление этих работ – оценка реакции сообществ и популяций на повышенную радиацию внешней среды. При этом необходимо иметь в виду, что радиоактивное воздействие на биологические системы после чернобыльской аварии состояло из двух разных по своей природе процессов. Первый это непосредственный выброс радиоактивного вещества в момент взрыва, сопровождавшейся очень высоким уровнем радиации и повлекший уничтожение растительных и животных организмов. Второй – это длительное воздействие на организмы небольших доз радиации.

Несмотря на мощный взрыв, площадь погибшего леса, расположенного в непосредственной близости от разрушенного в результате аварии четвертого блока АЭС была сравнительно небольшой и составила всего лишь 400 га [1]. По-видимому, большинство животных, обитавших там, погибло сразу, но уже к весне 1987 года, например, популяции мелких млекопитающих восстановились полностью [9]. Наиболее уязвимыми к последствиям взрыва оказались почвенные беспозвоночные, при этом некоторые группы, например, дождевые черви, мокрицы, моллюски, сенокосцы, полужесткокрылые, исчезли сразу после аварии и начали появляться лишь в 1989 году [8]. Это происходило потому, что большая часть радионуклидов осела в почве и радиоактивный фон здесь стал существенно выше, чем в воде или в кронах деревьев.

Заслуживает внимания тот факт, что, несмотря на исчезновение ряда групп почвенных беспозвоночных, это никак не отразилось на сообществах консументов более высокого порядка – мелких млекопитающих и птицах [8, 9]. В то же время в тридцатикилометровой зоне были отмечены многочисленные нарушения репродуктивной системы зверьков: ускоренный рост фолликул и значительное количество жёлтых тел, что обычно сопровождается постимплатационной гибелью зародышей; резорбция эмбрионов доходящая у отдельных зверьков до 100%; на самом загрязненном участке были встречены стерильные самцы [9]. Однако в целом это никак не повлияло на численность и структуру популяций мелких млекопитающих. На биоценотическом и популяционном уровнях, уровнях, благодаря компенсационным механизмам, гомеостаз биологических надорганизменных систем не был нарушен.

Таким образом, если в непосредственной близости от Чернобыльской АЭС не было выявлено существенных изменений в структуре сообществ и популяций у большинства групп животных и растений, то еще менее вероятно было ожидать подобные изменения на западе Брянской области, где на организмы воздействовал сравнительно невысокий уровень радиации [6]. Действительно, у большинства изученных групп: растительность [3], рыбы [5], амфибии [7] – не отмечено существенных отклонений в численности и структуре популяций и сообществ.

2.3. Оценка стабильности развития растений

Интегральная оценка состояния растений проводилась по стабильности развития и активности фотосинтетических процессов. В качестве модельного объекта был выбран один из наиболее обычных и широко распространенных видов – береза повислая *(Betula pendula)*. Выбор древесных растений определялся тем, что они большей степени, по сравнению с травянистыми, могут служить для интегральной характеристики состояния среды.

Для анализа использовали по 5 листьев из нижней части кроны от 10 деревьев из каждой точки. Материал во всех точках был собран одновременно в 1993 году. Стабильность развития оценивалась по величине флуктуирующей асимметрии.

Оценка проводилась на серии точек в градиенте возрастания уровня радиоактивного загрязнения**.** Флуктуирующая асимметрия по каждому признаку оценивалась по величине относительного различия между сторонами – разности значений слева и справа, отнесенной к сумме. В качестве популяционного показателя использовалась средняя величина этого различия. Величина флуктуирующей асимметрии по всем признакам оценивалась с помощью интегрального показателя – среднего относительного различия между сторонами на признак [4].

Использование интегрального безразмерного показателя (среднего относительного различия между сторонами на признак) позволило сопоставить эти результаты с ранее полученными данными для других районов с разным уровнем стрессирующе-

го воздействия среды. Величина показателя была проранжирована по пятибалльной шкале по степени отклонения от нормы; до 0,040 – 1 балл (условная норма); 0,040–0,044 – 2 балла; 0,045–0,049 – 3 балла; 0,050–0,054 – 4 балла и выше 0,054 – 5 баллов (критическое состояние) [1].

По пятибалльной шкале отклонений от нормы в состоянии организма по уровню стабильности развития ситуация в точках 1 (контроль) и 2 (низкое радиационное загрязнение) соответствует условной норме (1 балл), тогда как в точках 3 и 4 (повышенное радиационное загрязнение) – существенным отклонениям в состоянии популяций растений (2 и 3 балла соответственно).

2.4. Оценка процессов фотосинтеза

Для оценки физиологического статуса растительного организма использовались люминесцентные методы, которые позволяют получить информацию о состоянии фотосинтетического аппарата растений. Для характеристики работы фотосинтетического аппарата применялся метод индукции быстрой флюоресценции хлорофилла[1].

Для тех же листьев берёзы, которые были использованы для морфологического анализа, получали индукционные кривые флюоресценции хлорофилла для оценки эффективности протекания первичных фотосинтетических процессов. Для выявления статистически значимых различий между выборками использовался t-критерий Стьюдента.

В связи с тем, что берёза в разных точках сбора материала произрастала в различных ярусах и при различной освещенности, корректное сравнение можно было провести лишь попарно в соответствующих выборках. В каждой из сравниваемых пар величина показателя интенсивности процессов фотосинтеза оказалась ниже в точках с более значительным радиационным загрязнением. Таким образом, полученные данные свидетельствуют о наличии тенденции к снижению интенсивности фотосинтетических процессов при повышении радиоактивного загрязнения.

2.6. Оценка стабильности развития рыб

Оценка состояния популяций рыб проводилась по показателям морфогенетического гомеостаза. Материал был получен по двум наиболее обычным для небольших замкнутых водоемов видам: золотому карасю *(Carassius carassius)* и серебряному карасю *(Carassius auratus)*. Отлов проводился в 1992 году [6, 7].

Оценка стабильности развития рыб проводилась по величине флуктуирующей асимметрии и частоте фенодевиантов пяти меристических признаков, которые обычно используются при ихтиологических исследованиях. В связи с отсутствием значимых половых и возрастных различий по исследуемым показателям были использованы суммарные выборки.

Флуктуирующая асимметрия (различие в значениях признака на левой и правой стороне тела) была использована в качестве главного показателя стабильности развития. Её величина по каждому признаку оценивалась по дисперсии абсолютного и относительного различия между сторонами. Как сами признаки, так и величина их асимметрии, оказались нескоррелированными.

Величина интегрального показателя стабильности развития – средняя частота асимметричного проявления на признак обнаруживает такую же картину межпопуляционных различий. Для сравнения по интегральным показателям была включена и дополнительная точка. Величина показателя возрастает от точки более низкого загрязнения к точке повышенного радиационного загрязнения.

Таким образом, анализ данных, полученных по всем показателям стабильности развития у золотого карася *(Carassius carassius)* и серебряного карася *(Carassius auratus)* однозначно свидетельствует, что степень отклонения от нормы возрастает по мере увеличения уровня радиоактивного загрязнения.

2.7. Оценка стабильности развития земноводных

В качестве объекта были использованы фоновые представители бесхвостых амфибий – зелёные лягушки гибридного комплекса *Rana esculenta (R. lessonae* и *R. esculenta).*

Стабильность развития оценивалась по флуктуирующей асимметрии системы морфогенетических показателей, включающих 13 признаков. Как сами признаки, так и величина их асимметрии оказались нескоррелированными.

В результате проведённых исследований установлено, что величина флуктуирующей асимметрии (дисперсия асимметрии) оказалась выше в точке большего загрязнения, чем в точке незначительного радиоактивного загрязнения по 11 из 13 признаков ($p < 0,01$ по критерию знаков).

Величина интегрального показателя стабильности развития (средняя частота асимметричного проявления на признак) также существенно выше ($p < 0,05$) в бо-

лее радиоактивно загрязненном месте (четвёртый балл), чем в точке незначительного загрязнения (второй балл). Средняя величина асимметрии на признак показывает такое же изменение: соответственно 0,77 ± 0,06 и 0,92 ± 0,05).

Проведенная оценка свидетельствует о существенном нарушении стабильности развития амфибий в точке повышенного радиоактивного загрязнения, причём уровень этих отклонений соответствует 4 баллу пятибалльной шкалы отклонений от нормы.

Таким образом, все полученные показатели обнаружили скоррелированный ответ, однозначно свидетельствующий о существенном изменении состояния организма в районах повышенного радиационного загрязнения

3. Общая характеристика села Волчья Дубрава и муниципального образования Волчье-Дубравское

Село Волчья Дубрава в настоящее время входит в состав Тёпло-Огарёвского района Тульской области и является частью муниципального образования Волчье-Дубравское.

Площадь села – 208,5 га; площадь водных бассейнов 6,5 га; лесонасаждениями занято 3,4 га, деревьями и кустарниками на территории села – 0,2 га, дорогами – 15,4 га.

По результатам переписи 2010 года численность населения Волчьей Дубравы составила 424 человека, в том числе: мужчин – 154 чел., женщин – 198 чел., детей (до 18 лет) – 72 чел. Средний возраст жителей села – 51 год.

Географическое положение села очень удобное: по землям муниципального образования всего в километре от села проходит автомобильная дорога Москва – Тула – Ефремов – Воронеж. Расстояние до районного центра – поселка Тёплое – 8 км, до областного центра – города Тулы – 70 км, до города Ефремова – 61 км. Село Волчья Дубрава находится в центре Восточно-Европейской платформы на Среднерусской возвышенности, самая высокая точка которой 293 м над уровнем моря находится в 32 км в селе Раево.

Чернозёмы – почвы типичные для зоны лесостепи, в которой находится село Волчья Дубрава. Большая часть земельного фонда занята пашней, сенокосами и пастбищами; приусадебное хозяйство – 96 га, сельхозугодья – 75, 6 га. На территории села находится ООО «Большая Дубрава» – одно из крупных сельскохозяйственный предприятий Тёпло-Огарёвского района. Основными видами деятельности фирмы являются животноводство (разведение и выращивание крупного рогатого скота), растениеводство (выращивание зерновых и технических культур) и овощеводство.

Главная достопримечательность изучаемой местности заключается в том, что село Волчья Дубрава и вся территория муниципального образования Волчье-Дубравское удалены от крупных промышленных предприятий, поэтому воздух и вода здесь чистые. Однако фактором экологического неблагополучия был и остаётся эколого-радиационная обстановка, поскольку практически вся территория Тёпло-Огарёвского района оказалась в зоне радиоактивного загрязнения вследствие аварии на ЧАЭС, повлекшая за собой выпадение так называемых «чернобыльских осадков». В течение 1986 – 1995 гг. в населенных пунктах района было отобрано и проанализировано в НПО «Тайфун» 938 проб почвы. По состоянию на 01.01.1996 г. на территории Тёпло-Огарёвского района в зоне радиоактивного загрязнения цезием-137 (с льготным социально-экономическим статусом) находилось всего 115 населенных пунктов с населением 15533 чел. [10].

4. Изучение уровней радиационного гамма-фона в селе Волчья Дубрава и его окрестностях

Первый этап измерений радиационного гамма-фона на территориях села Волчья Дубрава, прилегающих к пришкольной территории, был проведен в сентябре 2013 года в рамках областной акции «Радиационный фон в местах пребывания населения», когда волонтеры ГОУ ДО ТО «ОЭБЦУ» вели дозиметрическое обследование ряда населенных пунктов Тёпло-Огарёвского района. В тот период времени было получено первое представление о характере распределения радиационного гамма-фона в основном вдоль подъездных дорог к селу, в его центральной части и на близлежащих сельскохозяйственных угодьях. В ходе проведенных исследований по 266 замерам гамма-фона не выявлено ни одного пятна с уровнями МЭД, превышающими 0,20 мкЗв/ч.

Далее в течение июня, а затем в сентябре – декабре 2015 года выполнены планомерные детальные измерения МЭД гамма-излучения на всей территории села (жилые зоны, усадьбы, огороды, пастбища для скота, общественные зоны, парк, кладбище, фермы крупного рогатого скота и пр.), на прилегающих сельскохозяйственных угодьях и лесозащитных полосах вдоль дорог и полей, лесные урочища, пруды, верховье реки Красивой.

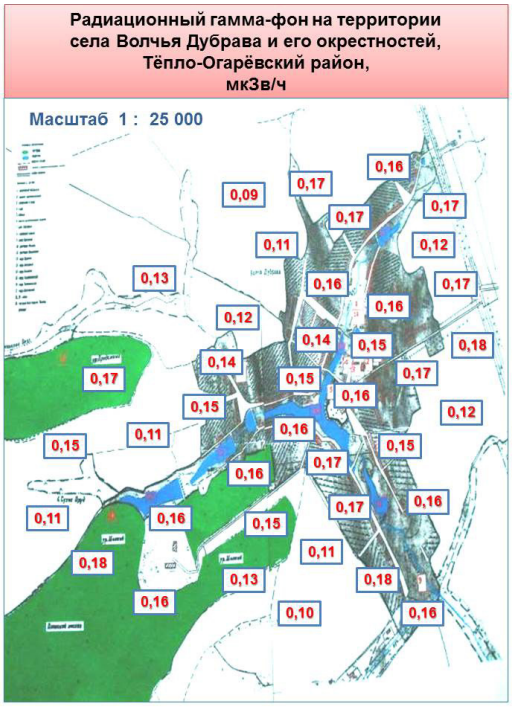
Результаты дозиметрического контроля селитебных и рекреационных зон села

Волчья Дубрава и его окрестностей сведены в таблицу 3. Распределение уровней гамма-фона изученных территорий отражено на карте-схеме (см с. 24) и гистограмме (рис. 4).

Таблица 3

Результаты измерения радиационного гамма-фона на территории села Волчья-Дубрава и его окрестностей, Тёпло-Огарёвский район, мкЗв/ч

№ пп	Наименование улиц, природных и сельско-хозяйственных объектов	Общее кол-во точек измерения	Значение гамма-фона, мкЗв/ч		
			min	max	средн.
1	2	3	4	5	6
1	Ул. Центральная	8	0,14	0,19	0,17
2	Ул. Колоскова	8	0,12	0,18	0,15
3	Ул. Советская	8	0,14	0,19	0,17
4	Ул. Лесная	8	0,11	0,18	0,16
5	Ул. Луговая	8	0,10	0,17	0.15
6	Ул. Механизаторов	8	0,12	0,18	0,16
7	Ул. Пионерская	8	0,10	0,16	0,14
8	Ул. Колхозная	8	0,10	0,18	0,15
9	Ул. Комсомольская	8	0,11	0,19	0,17
10	Ул. Животноводов	8	0,12	0,17	0,15
11	Ул. Солнечная	6	0,10	0,14	0,12
12	Придорожная лесополоса	10	0,14	0,22	0,18
13	Пашня-1	12	0,10	0,16	0,13
14	Пашня-2	12	0,08	0,14	0,12
15	Луг-1	10	0,12	0,17	0,14
16	Луг-2	10	0,09	0,16	0,13
17	Пруд Сальниковский	12	0,10	0,19	0,15
18	Пруд Лагерный	12	0,11	0,21	0,16
19	Пруд Пудиков	12	0,13	0,18	0,15
20	Пруд Большой	14	0,14	0,19	0,16
21	Пруд Темешовский	12	0,12	0,20	0,16



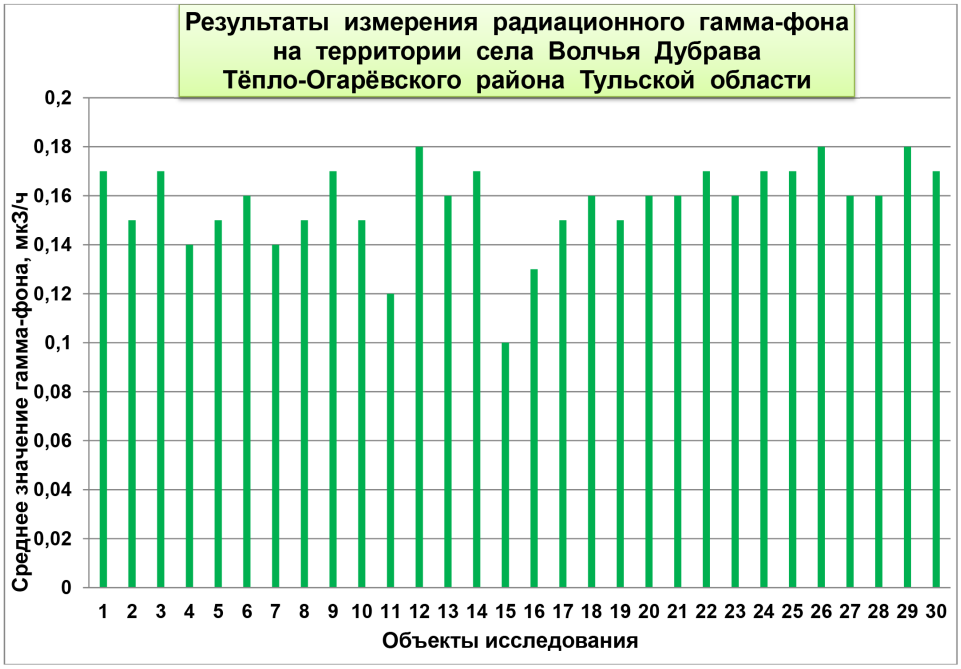


Рис. 4. Гистограмма измеренных уровней радиационного гамма-фона на территории села Волчья Дубрава

Аализируя данные, помещенные в табл. 2 и на рис. 4, приходим к заключению о том, что в целом радиационный гамма-фон находился на уровнях естественного природного фона; причем средние значения МЭД гамма-излучения варьировали от 0,12 до 0,18 мкЗв/ч. Наиболее высокие уровни гамма-фона фиксировались в лесонасаждениях и в прибрежных зонах с густой древесно-кустарниковой растительностью, наиболее низкие – на сельскохозяйственных угодьях (пашня, луг, пастбище для скота).

5. Оценка состояния среды в селе Волчья Дубрава и его окрестностях методом флуктуирующей асимметрии листьев берёзы повислой

Для оценки уровня загрязнения окружающей среды в своем исследовании мы использовали в качестве биоиндикатора растение – берёзу повислую, или бородавчатую (*Betula pendula* Roth.). В сборе материала и обработке результатов исследований существенную помощь мне была оказана учащимися нашей школы, занимающимися в экологическом кружке.

Выбор пробных площадок. Для исследования выбрали три пробные площадки (ПП):

1. ПП1 – на юго-восточной окраине села;
2. ПП2 – вблизи территории школы, на берегу Школьного пруда;
3. ПП3 – на опушке лесного урочища Мелкое (вблизи пляжа).

Сбор материала производился в сентябре 2015 года после полного завершения периода вегетации. Образцы листьев собрались с нижней части кроны дерева с укороченных побегов (фото 4), на уровне поднятой руки, с каждого из четырёх сторон света. С каждой из десяти средневозрастных берёз было взято по 10 листьев, всего – 100 листьев с одной площадки; итого 300 листьев с трёх площадок.

Листья с одного дерева складывались в пакеты. Каждая выборка снабжалась этикеткой, на которой указывалась дата и место сбора. Из собранного материала изготовили 30 листов гербария.

Измерения**.** Для обработки собранного материала использовали линейку, циркуль, транспортир. С каждого листа снимали показатели по пяти параметрам с левой и правой стороны листа:

• ширина половинка листа. Для измерения лист складывали поперек пополам, прикладывая макушку листа к основанию, потом разгибали и по образовавшейся складке производили измерения;

• длина второй жилки второго порядка от основания листа;

• расстояние между основаниями первой и второй жилок второго порядка;

• расстояние между концами этих жилок;

• угол между главной жилкой и второй от основания жилкой второго порядка.

Вычисления. Показатели асимметричности оцениваются с помощью интегрального показателя – величины среднего относительного различия на признак (см. табл. 4).

выявлено лесной опушке урочища Мелкое, расположенного к юго-западной окрине села Волчья Дубрава, наибольшее – на юго-восточной окраине села, вблизи животноводческого комплекса «Большая Дубрава», среднее значение – за школьной территорией, в прибрежном лесонасаждении Школьного пруда.

Таблица 4

Результаты вычисления среднего относительного различия на признак

Номер ПП и выборки	Среднее относительное различие на признак для всей выборки (X)	Номер ПП и выборки	Среднее относительное различие на признак для всей выборки (X)	Номер ПП и выборки	Среднее относительное различие на признак для всей выборки (X)
ПП1–1	0,080	ПП2–1	0,053	ПП3–1	0,055
ПП1–2	0,075	ПП2–2	0,096	ПП3–2	0,029
ПП1–3	0.088	ПП2–3	0,069	ПП3–3	0,052
ПП1–4	0,085	ПП2–4	0,055	ПП3–4	0,069
ПП1–5	0,037	ПП2–5	0,064	ПП3–5	0,047
ПП1–6	0,059	ПП2–6	0,052	ПП3–6	0,067
ПП1–7	0,087	ПП2–7	0.059	ПП3–7	0,060
ПП1–8	0,085	ПП2–8	0,080	ПП3–8	0,082
ПП1–9	0,057	ПП2–9	0,067	ПП3–9	0,074
ПП1–10	0,050	ПП2–10	0.067	ПП3–10	0.070
Хср.	0,070	Хср.	0,066	Хср.	0,060

Анализ данных табл. 4 свидетельствует о том, что наименьшее значение коэффициента асимметрии листьев берёзы повислой

Графическая интерпретация вычислений коэффициентов флуктуирующей асимметрии представлена на рис. 5.

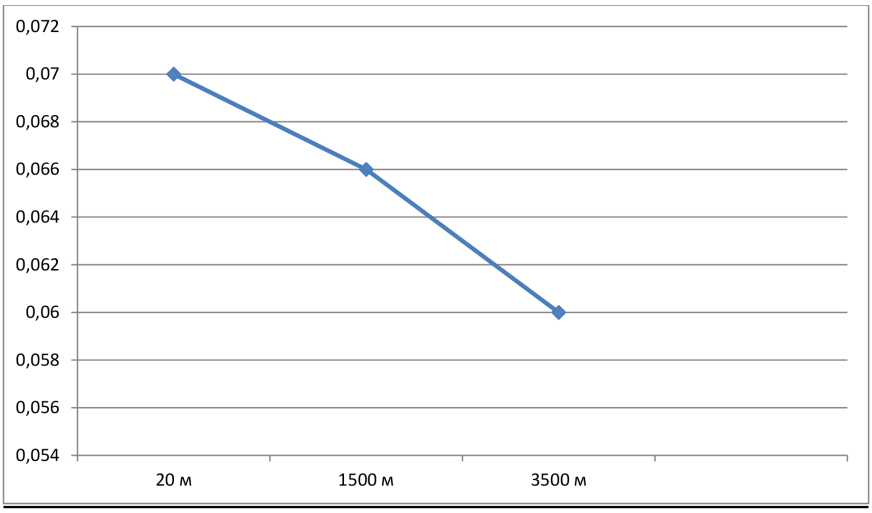


Рис. 5. График зависимости уровня асимметричности от места расположения изучаемых ПП

Результаты оценки экологического состояния среды на изученных пробных площадях, заложенных на разных участках села Волчья Дуброва и его окрестностей представлены в табл. 5.

4. При этом установлено, что степень отклонения состояния от условно нормального повышалась с увеличением радиационного загрязнения.

Таблица 5

Оценка состояния воздушной среды

Номер пробной площади	Коэффициент флуктуирующей асимметрии	Стабильность развития (баллы)	Оценка качества среды
ПП1	0,070	3	существенные нарушения
ПП2	0,066	3	существенные нарушения
ПП3	0,060	2	небольшие отклонения от нормального состояния

Анализируя данные табл. 5, приходим к выводу о том, что по результатам вычисления коэффициентов флуктуирующей асимметрии листьев берёзы повислой, произрастающей на разных участках села Волчья Дубрава и его окрестностей, экологическая ситуация неблагополучна, что, вероятно, обусловлено пролонгированными последствиями радиоактивного загрязнения почвы цезием-137, выпавшим в вследствие аварии на Чернобыльской АЭС.

Выводы

Суммируя результаты проведенного исследования, можно сделать следующие выводы.

1. В ходе рекогносцировочной оценки ситуации на изучаемых участках Брянской области с разной степенью радиоактивного загрязнения проведен анализ ряда модельных объектов по наиболее важным и информативным параметрам из арсенала предложенной системы показателей здоровья среды: морфогенетическим, цитогенетическим и иммунологическим

2. Для исследования были выбраны Злынковский, Новозыбковский и Климовский районы Брянской области, а в качестве радиометрического контроля использован заповедник «Брянский лес», расположенный в Суземском районе.

3. Сравнительный анализ результатов вычислений коэффициентов флуктуирующей асимметрии листьев берёзы повислой и рябины обыкновенной, произрастающих на территориях с разными уровнями загрязнения почвы цещием-137, свидетельствовал о существенном изменении состояния растений, соответствующем 2 – 3 баллу пятибалльной шкалы отклонения от нормы, в радиоактивно загрязненном районе по сравнению с контролем.

5. В ходе исследования установлено наличие тенденции к снижению интенсивности фотосинтетических процессов при повышении радиоактивного загрязнения почвы.

6. Анализ данных, полученных по всем показателям стабильности развития как у золотого карася *(Carassius carassius)*, так и у серебряного карася *(Carassius auratus)* однозначно свидетельствовал о том, что степень отклонения от нормы возрастает по мере увеличения уровня радиоактивного загрязнения.

7. Проведенная сравнительная оценка свидетельствовала о существенном нарушении стабильности развития амфибий – зелёных лягушек гибридного комплекса *Rana esculenta (R. lessonae* и *R. esculenta)* в точках повышенного радиоактивного загрязнения, причём уровень отклонений соответствовал 4 баллу пятибалльной шкалы отклонений от нормы.

8. Таким образом, все полученные показатели обнаружили скоррелированный ответ, однозначно свидетельствующий о существенном изменении состояния любого живого организма в районах повышенного радиационного загрязнения.

9. Средние значения измеренной мощности экспозиционной дозы гамма-излучения в селе Волчья Дубрава и прилегающих территорий не превысили уровней естественного гамма-фона (0,10 – 0,20 мЗв/ч).

10. По результатам вычисления коэффициентов флуктуирующей асимметрии листьев берёзы повислой, произрастающей на разных участках села Волчья Дубрава и его окрестностей, экологическая ситуация неблагополучна, что, вероятно, обусловлено пролонгированными последствиями радиоактивного загрязнения почвы цезием-137, выпавшим в вследствие аварии на Чернобыльской АЭС.

Заключение

Полученные результаты, изложенные в данной учебно-исследовательской работе, ставят на повестку дня вопрос о необходимости контроля здоровья среды на территориях, в различной степени затронутых последствиями чернобыльской катастрофы, в районе любого, пусть даже и слабого источника радиационного загрязнения, и показывают, как это можно сделать. Отчеты по оценке состояния среды должны включать не только результаты ревизии, сколько и каких видов представлено на территории, но и данные о здоровье этих видов и экосистем в целом. Нельзя не согласиться с выводом авторов [2, 3, 6], что здоровье живых существ и экосистем – условие здоровья человека. Нельзя быть здоровым в больной среде!

Исследование, проведенное школой В.М. Захарова, заставляет по-новому взглянуть на проблему контроля среды при радиационном загрязнении. Мнение о безопасности для природы, дополнительных к естественным, низких уровней радиации – ошибочно и требует пересмотра в свете полученных результатов. В этом главный вывод и значение всех работ по изучению влияния средних и малых доз радиации на здоровье среды. В свете этих данных становятся, наконец, более понятными (и убедительными!) уже давно известные необычные изменения растительности вокруг АЭС в Швейцарии, Франции и Германии.

За 30 лет после катастрофы на Чернобыльской АЭС выполнено огромное число исследований по оценке её последствий. Пришло время не только суммировать все эти результаты, но и решить проблему контроля последствий радиационного загрязнения в целом [2, 6].

Результаты детального изучения здоровья среды показывают, что в наше время радиоактивное загрязнение биосферы становится одним из самых мощных антропогенных факторов, накладывающих ограничения на развитие человечества, а мы пока всё ещё далеки до полного понимания последствий чернобыльской катастрофы – самой крупной техногенной катастрофы в истории человечества.

Список литературы

1. Абатуров Ю.Д., Абатуров А.В. и др. Состояние лесов, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии / Под ред. Ю.А. Израэля. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1993.

2. Алексахин Р.М. Радиоэкологические уроки Чернобыля // Радиобиология. – 1993. – № 1. – С. 3 – 14.

3. Быков А.В., Лысиков А.Б., Меланхолин П.Н. Изучение средообразующей деятельности млекопитающих в лесах, подверженных радиоактивному загрязнению: Отчет радиологической экспедиции РАН. – М., 1992.

4. Захаров В.М.,, Кларк Д.М. Биотест: Интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов. – М., 1993.

5. Нездолий В.К. Мониторинг покатной миграции и распределение молоди рыб в зонах радиоактивного загрязнения Брянской области: Отчет комплексной радиоэкологической экспедиции. – М., 1992.

6. Последствия Чернобыльской катастрофы: Здоровье среды. / Под ред. В.М. Захарова и Е.Ю. Крысанова. – М., Центр экологической политики России, 1996.

7. Северцов А.С. Мониторинг популяций бесхвостых амфибий в зоне ЧАЭС и в условиях умеренного антропогенного воздействия: Отчет радиологической экспедиции РАН. – М., 1992.

8. Сущеня Л.М., Пикулик М.М., Пленин А.Е. Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС. – Минск: Наука и техника, 1995.

9. Тестов Б.В., Таскаев А.И. и др. Изменение численности мышевидных грызунов на участках с различным уровнем загрязнения // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии / Под ред. Ю.А. Израэля. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1993.

10. Справочник по населенным пунктам Тульской области, подвергшимся радиоактивному загрязнению вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС / Сост. А.В. Шилкин. – Тула, 1996. – 115 с.