

Order of 11.11.2010 № 1950-r (as amended on 03.06.2011) «On approving the list of state programs of the Russian Federation» (with revisions and additions coming into force on 07.06.2011)]. Available at the legal reference system «Garant».

5. Tipovoe polozhenie o territorial'nom organe Federal'noy sluzhby po nadzoru v sfere prirodopol'zovaniya po federal'nomu okrug, utv. Prikazom Minprirody Rossii ot 30 marta 2011 g. № 188 [Typical Regulation of a regional body of the Federal Service for Supervision of Natural Resources in the Federal District, approved by the Order of the Ministry of Natural Resources of the Russian Federation on March 30, 2011 № 188]. Available at the legal reference system «Garant».

6. Byudzhethnoe poslanie Prezidenta Rossiyskoy Federatsii Vladimira Putina Federal'nomu Sobraniyu Rossiyskoy Federatsii o byudzhethnoy politike v 2008–2010 godakh ot 9 marta 2007 g. [Budgetary message from President of the Russian Federation, Vladimir Putin, to the Russian Federal Assembly on fiscal policy in 2008–2010, March 9, 2007]. Available at the legal reference system «Garant».

7. Voronkov A. A. (1986). Metody analiza i otsenki gosudarstvennykh programm v SShA [Methods of analysis and evaluation of public programs in the USA]. Moscow, Nauka.

8. Doklad o rezul'tatakh i osnovnykh napravleniyakh deyatelnosti na 2011 god i planovyy period 2012 i 2014 godov (DROND) [Report on the results and main directions of activities in 2011 and the planning period of 2012 and 2014]. Russian Federal Service for Supervision of Natural Resource Usage. Available at: <http://89.188.96.242/node/2658>

9. Klishch N. N. (2004). Metody povysheniya effektivnosti upravleniya v organakh gosudarstvennoy vlasti [Methods to improve management efficiency in governmental departments]. Sostoyanie i mekhanizmy modernizatsii gosudarstvennogo upravleniya v Rossiyskoy Federatsii [The state and the mechanisms of modernization of public administration in the Russian Federation]. Moscow, Epifaniya.

10. Makarova I. V. (2006). Ekonomicheskaya priroda protsessa modernizatsii [The economic nature of the process of modernization]. Nauka. Chelovek. Obshchestvo. Informatsionnyy vestnik Ural'skogo otdeleniya RAN. Temat. vypusk Ekonomika. Politika. Pravo [Science. Human. Society. Information bulletin of the Ural Branch of Russian Academy of Sciences. Special Issue «Economics. Politics. Law»], 26–29.

11. Shelomentsev A. G., Doroshenko S. V., Belyaev V. N. et. al. (2010). Perekhod natsional'noy ekonomiki na innovatsionnyy osnovu v prirodookhrannoy sfere [The transition of the national economy on the innovational base in the environment protection field]. Bulletin of Russian Federal Service for Supervision of Natural Resource Usage, 2, 14–21.

12. Plyushch L. V. (2011). Osnovnye napravleniya realizatsii planov kontrol'no-nadzornoй deyatelnosti v 2011 godu v sfere ekologicheskogo kontrolya: doklad [Main directions of the plans implementation on compliance and enforcement activities in 2011 in the field of environmental monitoring: a report]. Russian Federal Service for Supervision of Natural Resource Usage. Available at: <http://89.188.96.242/node/2658>

13. Guiding Principles for Reform of Environmental Enforcement Authorities in Eastern Europe, Caucasus and Central Asia. CCNM/ENV/EAP. 2003. № 6.

Information about the author

Doroshenko Svetlana Viktorovna (Yekaterinburg, Russia) — Doctor of Economics, leading research scientist at the Institute of Economics, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences (620014, Yekaterinburg, Moskovskaya st. 29, e-mail: doroshenkos@mail.ru).

УДК 614.8

И. Ю. Олтян, С. В. Зиновьев, В. Ю. Востоков

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЗОНЫ ПОРАЖЕНИЯ ПРИ ЧРЕЗВЫЧАЙНЫХ СИТУАЦИЯХ

При анализе последствий гипотетической аварии, приведшей к попаданию в один из притоков Волги нескольких сот тонн несимметричного диметилгидразина, сформулирован алгоритм определения зоны поражения при чрезвычайных ситуациях, обусловленных крупномасштабными сбросами в поверхностные водные объекты растворимых токсичных веществ. В качестве критерия отнесения того или иного участка поверхностного водного объекта к зоне поражения избраны потеря потребительской ценности рыбных запасов и (или) непригодность воды для ведения поливного земледелия. Выбранные критерии оцениваются путем сравнения количества токсичного вещества, которое в результате миграции по трофической цепи может попасть в организм человека при ежедневном потреблении нормативно закрепленных рекомендованных объемов пищевых продуктов, с «ежедневной безопасной» нормой потребления, рассчитанной исходя из значения предельно допустимой среднесуточной концентрации токсичного вещества в воздухе населенных мест. Кроме этого обозначены задачи, решение которых необходимо для проведения корректной оценки в рамках указанного алгоритма.

Ключевые слова: чрезвычайные ситуации, поверхностные водные объекты, растворимые токсичные вещества, потребительская ценность рыбы, пригодность воды для ведения поливного земледелия

Чрезвычайные ситуации, обусловленные крупномасштабными сбросами растворимых токсичных веществ в поверхностные водные объекты, крайне редки, однако в случае их возникновения могут нарушаться условия жизнедеятельности огромного количества людей. К сожалению, методический аппарат, позволяющий оценить размеры зоны поражения в подобных случаях, требует определенной доработки.

Мы все помним, как в 2005 г. в результате аварии на химическом заводе в городе Цзилинь (КНР) в реку Сунгари (правый приток Амура) было сброшено около 100 т бензолосодержащих веществ, и вся страна в течение нескольких недель наблюдала по российскому телевидению, как Хабаровск готовится к катастрофе. Но ее (катастрофы) не произошло — по всей видимости, оценки развития ситуации изначально были сделаны неверно.

Поэтому представляется целесообразным на примере гипотетической чрезвычайной ситуации, обусловленной крупномасштабным сбросом несимметричного диметилгидразина в притоки Волги, сформулировать алгоритм определения зоны поражения и обозначить задачи, решение которых необходимо для его корректного применения.

Модель чрезвычайной ситуации

В работе [8] была описана гипотетическая чрезвычайная ситуация, обусловленная крупномасштабным сбросом (780 тонн) несимметричного диметилгидразина в верховьях Волги. При этом была рассмотрена ситуация в районе Волгограда при реализации двух предельных сценариев — минимального и максимального размытия пятна несимметричного диметилгидразина:

— при сценарии минимального размытия изменение концентрации рассчитывалось с помощью методики [12];

— при сценарии максимального размытия расчет проводился в предположении, что каскад водохранилищ верхней Волги работает в режиме реакторов идеального смешения.

В более поздних вариантах рассматриваемой модели чрезвычайной ситуации [5] анализировался сброс 150 т несимметричного диметилгидразина в верховьях Камы, а роль реактора идеального смешения играло Воткинское водо-

хранилище. Однако как в том, так и в другом случае продолжительность прохождения зоны загрязнения в районе Волгограда с концентрацией несимметричного диметилгидразина выше предельно допустимого значения качественно близки: в случае минимального размытия пятна T_B и T_P измеряются часами и сутками, а при максимальном размытии пятна T_P может достигать от нескольких месяцев до года (T_B равняется нулю); где T_B — продолжительность прохождения зоны загрязнения с концентрацией загрязнителя выше предельно допустимой концентрации в воде хозяйственно-бытового назначения ($ПДК_B$), T_P — продолжительность прохождения зоны загрязнения с концентрацией загрязнителя выше предельно допустимой концентрации в воде, используемой для ведения рыбного хозяйства ($ПДК_P$). ($ПДК_B$ и $ПДК_P$ могут различаться в десятки раз, например, для несимметричного диметилгидразина эти уровни различаются в 40 раз — $ПДК_P = 0,0005$ мг/л, $ПДК_B = 0,02$ мг/л [18], что обуславливается свойством загрязняющих веществ накапливаться в живых организмах).

Причем в [5] для расчета изменения концентрации несимметричного диметилгидразина в варианте минимального «размытия пятна» использовалась уже качественно иная модель [6].

В работе [7] был представлен анализ возможных последствий превышения предельно допустимых норм в рамках рассматриваемой модельной чрезвычайной ситуации:

— полное или частичное уничтожение рыбных запасов водных объектов,

— нарушение режима водопользования, включая потребности сельского хозяйства (поливного земледелия),

— прекращение рыбного промысла.

Также была проведена оценка составляющих эколого-экономического ущерба:

— платы за сбросы загрязняющих веществ в поверхностные водные объекты;

— платы за вред, причиненный растительному и животному миру;

— возмещения понесенных убытков, включая упущенную выгоду (в части прекращения рыбного промысла).

При этом предполагалось, что:

— при реализации обоих предельных сценариев имеет место полное уничтожение рыб-

ных запасов водных объектов (имеется в виду не только фактическая гибель биологических объектов, но и потеря ими потребительской ценности);

— нарушение бытового водопользования происходит на время T_B , а сельскохозяйственного, учитывая возможную трофическую цепь «растительные корма — продукты животноводства — человек», на время T_P ;

— в течение времени T_P не могут проводиться и работы по восстановлению экосистемы водного объекта, до завершения которых рыбный промысел осуществляться не должен.

В рамках сформулированных предположений однозначно можно говорить о предпочтительности варианта с минимальным размывом пятна. Величина ущерба от нарушения режима водопользования в этом случае может быть оценена в размере средств, необходимых для создания запаса воды на сутки-двое. В противном случае (в варианте максимального размыва пятна) затраты могут качественно возрасти — дополнительно предстоит расконсервировать резервные источники водоснабжения, а также провести поиск, разработку и создание системы новых источников, способных обеспечить потребности орошаемого земледелия нижней Волги. Однако веских оснований делать предположения об одинаковом результате в части полного уничтожения рыбных запасов водных объектов и о невозможности ведения орошаемого земледелия в условиях максимального размыва пятна не было. При этом следует заметить, что наличие указанных последствий (потеря потребительской ценности рыбных запасов и непригодность воды для ведения орошаемого земледелия) являются, по сути, критериями отнесения участка поверхностного объекта к зоне поражения при чрезвычайных ситуациях, обусловленных сбросами в поверхностные водные объекты растворимых токсичных веществ.

Ниже представлены соображения, которые могут быть использованы для проведения корректной оценки о вхождении того или иного участка поверхностного водного объекта в зону поражения.

Миграция вещества по трофической цепи поверхностных водных объектов

В литературе достаточно описаний исследований содержания загрязняющих веществ в тканях растений и животных, обитающих в за-

грязненных поверхностных водных объектах и рядом с ними. Так, согласно [17]:

— содержание загрязняющих веществ в тканях птиц, питающихся рыбой, выше, чем их концентрация в самой рыбе;

— в угрях, выловленных из воды с содержанием загрязнителя 0,1 мкг/л, концентрация этого вещества составляла 7,9 мг/кг, то есть в 80 000 раз больше, чем в воде;

— концентрация загрязнителя в рамках одного вида возрастает с размерами (возрастом) особи (табл. 1);

— в разных видах рыб содержание загрязняющих веществ различно (табл. 2).

Это явление обычно называют аккумуляцией вещества организмом. Рассматривая возможные пути распределения загрязнителя в пресноводной экосистеме, можно заметить, что если это вещество находится в воде в растворенном состоянии, то оно воздействует на все организмы данной экосистемы. Кроме того, вещества поглощаются при поедании одними биологическими объектами других биологических объектов (загрязненные растения поедаются травоядными рыбами, травоядных рыб поедают плотоядные собратья, и тех и других рыб поедает птица, обитающая на берегах поверхностного водного объекта и т. д.).

И если первый механизм поглощения вещества, растворенного в воде, вряд ли способен повысить концентрацию вещества в организме в десятки тысяч раз по отношению к концентрации данного вещества в воде, то второй механизм в состоянии сделать это [17]:

Пусть, например, 100 г некоторых организмов А потребляется организмами В. Если лишь 10% этой пищевой массы преобразуется в ткани в организмах В, то исходным 100 г организмов А соответствует только 10 г прироста организмов В. Если организмы В потребляются, в свою очередь, организмами С, которые обладают таким же уровнем эффективности преобразования пищи в ткани, то в итоге мы получим 1 г прироста организмов С. Будем считать, что организмы А содержат 10⁻⁴% загрязняющего вещества, что составляет 0,1 мг в 100 г тканей. Если это вещество не выделяется и не метаболизируется при распределении по цепи питания, то в 1 г организмов С в конечном итоге будут обнаружено все те же 0,1 мг загрязнителя. В результате в конце этой простой цепи питания концентрация загрязнителя повысится до 10⁻²%.

Таблица 1
Содержание полихлорированных бифенилов (ПХБ) в особях одного вида промышленной рыбы [17]

Район обитания рыбы	Масса особи (угорь)	Среднее содержание ПХБ, 10–4%
Река Св. Лаврентия	менее 1,134 кг.	2,95
	(1,134–2,041) кг	8,19
	более 2,041 кг	12,37

Таблица 2
Содержание полихлорированных бифенилов (ПХБ) в различных видах промышленной рыбы [17]

Район обитания рыбы	Основные виды рыб	Среднее содержание ПХБ, 10–4%
Озеро Онтарио	Сомик	0,73
	Карп	1,69
	Белый окунь	1,84
	Корюшка	4,16
	Лосось	4,97
	Угорь	17,14

Таблица 3
Пример последовательной концентрации ДДТ

Степень пищевой цепи	Концентрация загрязнителя
Ил, содержащий ДДТ	1x
Растения (водоросли)	10x
Мелкие организмы (рачки)	100x
Рыбы	1000x
Хищные рыбы	10000x

В настоящее время для описания миграции веществ (в частности, радионуклидов) по пищевым цепям применяют в основном камерные модели [4]. Такие модели являются грубым упрощением реальной ситуации, однако, как правило, позволяют верно оценить концентрации загрязняющего вещества на различных ступенях трофической цепи. В камерных моделях вся цепь переноса загрязнителя разделяется на камеры, которые, в свою очередь, могут быть стационарными и динамическими. Стационарные камерные модели строятся на основе постулата о наличии установившегося статического равновесия в системе «организм — среда». Концентрация вещества в интересующей камере рассчитывается по определенным коэффициентам накопления.

Воспользуемся стационарной камерной моделью для описания интересующей экосистемы поверхностного водоема и сформируем 8-камерную модель (рис. 1).

Согласно [1, 4, 9, 11], на наращивание массы живого организма идет менее 15% потребленной



Рис. 1. Модель распределения вещества в экосистеме

пищи, остальная часть превращается в энергию (тепло) или выводится из организма. То есть простое правило, предложенное в [3] и предполагающее, что на каждом последующем звене пищевой цепи содержание загрязнителя увеличивается примерно в 10 раз (табл. 3), вполне логично.

В качестве примера, подтверждающего обоснованность правила десятикратного увеличения концентрации загрязнителя на каждом последующем звене пищевой цепи, в работе [3] представлены данные исследования экосистемы озера Мичиган, выявившие следующие биоконцентрации ДДТ (дихлордифенил-трихлорэтан) в пищевых цепях:

- 0,014 мг/кг (в расчете на сырой вес) в донном иле озера;
- 0,41 мг/кг в ракообразных, питающихся донными отложениями;
- 3–6 мг/кг в различных рыбах (бельдюговые, язь, елец).

Правило десятикратного увеличения не есть количественный закон биоконцентрации загрязнителей при их миграции по пищевой цепи. Увеличение концентрации может происходить сильнее или слабее, но в среднем этот закон справедлив и качественно отображает картину биоконцентрационных процессов. Поэтому для цепочек «вода — планктон — водные растения — травоядные рыбы — хищные рыбы» и «наземные растения — животные» установим коэффициент аккумуляции, равный 10.

Наземные растения контактируют с водой во время полива, впитывая в себя воду с содержащимся в ней загрязняющим веществом. Так как вода расходуется на рост растений и прак-

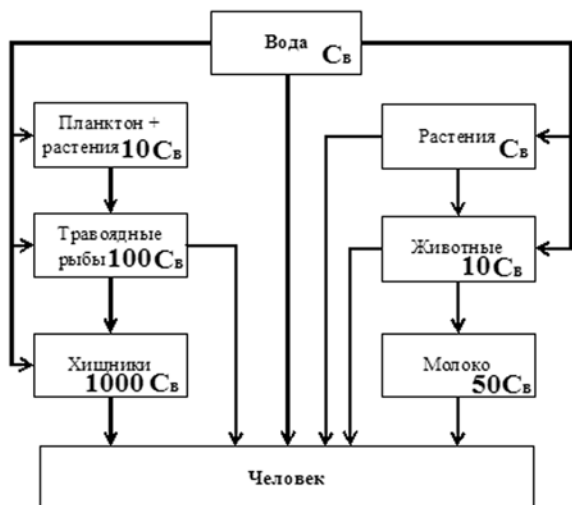


Рис. 2. Модель распределения вещества в экосистеме с учетом сделанных предположений

тически не выводится из них, коэффициент аккумуляции в цепочке (вода) — (наземные растения) можно принять равным 1.

Молоко животных преимущественно состоит из воды и жира, поэтому возьмем эти вещества за основу, чтобы определить коэффициент аккумуляции в цепочке «животное — молоко». Жировые ткани, в отличие от остальных, обладают большей способностью к аккумулярованию различных веществ [17], поэтому целесообразно установить коэффициент аккумуляции для рассматриваемой цепочки, равный 5. Таким образом, с учетом всех сделанных допущений наша камерная модель будет иметь вид, представленный на рис. 2, где указаны концентрации загрязнителя в каждом звене трофической цепи, а $C_в$ — концентрация загрязняющего вещества в воде поверхностного водного объекта.

Для применения камерной модели при изменяющейся концентрации загрязняющегося вещества вводятся два параметра:

— $T_{1/2}$, характеризующий процесс выведения загрязнителя из организма — это время, за которое концентрация загрязнителя в организме при прекращении контакта организма с загрязнителем уменьшается в 2 раза;

— T_H , характеризующий процесс накопления загрязнителя в организме — это время, за которое концентрация загрязнителя в организме при помещении его (организма) в загрязненную среду достигнет значения 95% от максимально возможной.

Указанные параметры определяются экспериментально, исходя из упрощенных моделей [14]. Так, значение $T_{1/2}$ определяется из предположения,

что при прекращении контакта организма с загрязнителем скорость изменения концентрации загрязнителя в организме пропорциональна самой концентрации загрязнителя:

$$\frac{dC}{dt} = -\beta \cdot C, \tag{1}$$

где C — концентрация загрязнителя, β — коэффициент пропорциональности, определяемый из граничных условий $\{C(0) = C_0, C(T_{1/2}) = 0,5C_0\}$ как

$$\beta = \frac{\ln 2}{T_{1/2}}.$$

Значение T_H определяется из предположения, что при помещении организма в загрязненную среду скорость изменения загрязнителя в организме пропорциональна разности между максимально возможной концентрацией (C_{max}) и концентрацией загрязнителя в текущий момент времени:

$$\frac{dC}{dt} = \alpha \cdot (C_{max} - C), \tag{2}$$

где α — коэффициент пропорциональности, определяемый из граничных условий $\{C(0) = 0, C(T_H) = 0,95C_{max}\}$ как

$$\alpha = \frac{3}{T_H} (\ln 0,05 \approx -3).$$

Соотношения (1) и (2) обычно предполагают изменение концентрации во внешней среде в виде одиночных ступенчатых функций, поэтому изменение концентрации загрязняющей примеси при реализации предельных сценариев (минимального и максимального размытия пятна несимметричного диметилгидразина) представим следующим образом:

$$C_{\text{мин. размытие}} = \begin{cases} 0, & \text{при } t \leq 0; \\ 434, & \text{при } 0 < t < 1; \\ 0, & \text{при } t \geq 1; \end{cases}$$

$$C_{\text{макс. размытие}} = \begin{cases} 0, & \text{при } t \leq 0; \\ 7, & \text{при } 0 < t < 62; \\ 0, & \text{при } t \geq 62. \end{cases} \tag{3}$$

Здесь и ниже время измеряется в сутках, концентрация (если не отмечено специально) в ПДК_р. Продолжительность временных интервалов (1 сутки и 62 суток) выбрано из следующих соображений:

— 1 сутки — характерное время прохождения зоны загрязнения в районе Волгограда с

концентрацией несимметричного диметилгидразина выше предельно допустимой (как ПДК_р, так и ПДК_в) в случае минимального размытия пятна при попадании 150 тонн несимметричного диметилгидразина в верховьях Камы [5];

— 62 суток — время пребывания в реакторе идеального вытеснения» (отношение объема реактора к расходу через него «рабочего тела»), в качестве которого выступает Воткинское водохранилище.

(В работах [5, 8] при анализе сценария максимального размытия пятна предполагалось, что водохранилище будет функционировать в режиме реактора идеального смешения, однако анализ показывает, что режим реактора идеального смешения трудноосуществим для равнинных водохранилищ, для которых более характерен режим реактора идеального вытеснения).

Зависимости изменения концентрации несимметричного диметилгидразина в рыбе при реализации обоих предельных сценариев сведены в таблицу 4 и таблицу 5 ($T_H = 30$ суток, $T_{1/2} = 20$ суток [14]).

Соотношения (4)–(7) имеют два недостатка. Первый из них связан, как упоминалось выше, с «элементарным» типом функции изменения концентрации примеси в водной среде, применяемой при определении зависимостей изменения содержания несимметричного диметилгидразина в рыбах поверхностного водного объекта. Второй также является следствием использования соотношений (1) и (2) — изменения концентрации примеси на всех ступенях трофической цепи идет синхронно. Устранение указанных недостатков возможно при разработке соответствующей математической модели миграции вещества по трофической цепи. Однако, учитывая то, что целью настоящей работы является демонстрация алгоритма определения зоны поражения, соотношения (4)–(7) будут использоваться и далее в настоящей работе, например, для определения максимальных значений концентрации несимметричного диметилгидразина в рыбе, достигаемой при реализации того или иного сценария (табл. 6).

Потеря потребительской ценности рыбных запасов

Как видим (табл. 6), максимальная концентрация несимметричного диметилгидразина в рыбах в случае реализации минимального размытия пятна почти в 6 раз превышает аналогич-

Таблица 4

Зависимости изменения концентрации НДМГ в травоядной рыбе

Предельный сценарий	Зависимость изменения концентрации	
Минимальное размытие пятна	$C = \begin{cases} 43400 \cdot (1 - e^{-0,1t}), & \text{при } 0 < t < 1 \\ 4130 \cdot e^{-0,03466t}, & \text{при } t \geq 1 \end{cases}$	(4)
Максимальное размытие пятна	$C = 700 \cdot (1 - e^{-0,1t}), \text{ при } 0 < t < 62$	(5)

Таблица 5

Зависимости изменения концентрации НДМГ в хищной рыбе

Предельный сценарий	Зависимость изменения концентрации	
Минимальное размытие пятна	$C = \begin{cases} 434000 \cdot (1 - e^{-0,1t}), & \text{при } 0 < t < 1 \\ 41300 \cdot e^{-0,03466t}, & \text{при } t \geq 1 \end{cases}$	(6)
Максимальное размытие пятна	$C = 7000 \cdot (1 - e^{-0,1t}), \text{ при } 0 < t < 62$	(7)

Таблица 6

Максимальные значения концентрации НДМГ в рыбе

Тип рыб	Минимальное размытие пятна	Максимальное размытие пятна
Травоядные рыбы	2,07 мг/кг	0,35 мг/кг
Хищные рыбы	20,7 мг/кг	3,50 мг/кг

ный показатель в случае реализации максимального размытия. Данный результат не подтверждает предположения, сделанного в [7], об одинаковых последствиях в части воздействия на рыб, обитающих в поверхностном водном объекте, при реализации обоих предельных сценариев, но и не опровергает этого. Однако, используя замечание в работе [13] о том, что процесс уничтожения водной экосистемы, как правило, идет снизу вверх, можно попробовать оценить воздействие на различные ступени трофической цепи в обоих вариантах предельных сценариев «сверху», оценив воздействие на человека. Тем более что воздействие различных токсичных веществ на человека изучено значительно лучше, а смысл так называемой «защиты окружающей среды» заключается, главным образом, (о чем зачастую забывают) в обеспечении безопасного существования человека.

Определим количество несимметричного диметилгидрозина, осевшего на альвеолах легких, при получении пороговой токсодозы (токсодоза — доза, при получении которой проявляются начальные признаки поражения). Пороговая токсодоза несимметричного диметилгидрозина составляет 0,23 мг·мин/л, что при характеристике дыхания среднего человека, указанной в

[15] (16 вдохов в минуту, «рабочий» объем легких 0,35 литров, 50% оседание паров на альвеолах легких), соответствует поступлению в организм человека 0,65 мг вещества (0,23 мг·мин/л или 14000 мг·сек/м³ в качестве пороговой токсодозы для несимметричного диметилгидразина можно найти в некоторых работах, однако без каких-либо ссылок на заслуживающие доверия источники).

Для разового получения такого объема несимметричного диметилгидразина человеку необходимо съесть (судя по данным, представленным в табл. 6) 31 г (хищной) рыбы, «пережившей» прохождение пятна при наименьшем его размытии, или 186 г — «пережившей» прохождение пятна при наибольшем его размытии. В обоих случаях можно констатировать, как минимум, потерю рыбой ее потребительской ценности (31 г рыбы — это меньше нормы среднесуточного потребления¹, а 186 г рыбы примерно соответствует стандартной порции большинства предприятий общественного питания). То есть мы можем говорить о том, что в случае попадания в воду 150 тонн несимметричного диметилгидразина в верховьях Камы зона поражения протянется от места сброса как минимум до Волгограда.

В принципе, судить о потребительской ценности рыбы нужно по нормативным документам, определяющим предельные допустимые концентрации (допустимое остаточное количество — ДОК) вредных веществ в продуктах питания. Однако в существующих нормативных документах [16], оставшихся со времен СССР крайне ограничен перечень вредных веществ, представлены данные, главным образом, по продукции растениеводства, по многим позициям значение ДОК определено как «не допускается». Это заставляет в ряде случаев для оценки потребительской ценности продуктов питания строить специальные алгоритмы, подобные представленному алгоритму пересчета пороговой токсодозы. В случае невозможности определения значения пороговой токсодозы для какого-либо вредного вещества, что вполне возможно из-за отсутствия соответствующей информации, можно воспользоваться (более распространенными) данными по предельно допустимым

¹ Об утверждении рекомендаций по рациональным нормам потребления пищевых продуктов, отвечающим современным требованиям. Приказ Министерства здравоохранения и социального развития Российской Федерации от 02 августа 2010 года № 593н.

среднесуточным концентрациям химического вещества в воздухе населенных мест [2]. Однако для этого потребуются разработать соответствующий алгоритм оценки значения пороговой токсодозы.

Пригодность воды для ведения поливного земледелия

Для оценки пригодности воды для ведения поливного земледелия в варианте максимального размытия пятна можно провести ту же процедуру, что и при оценке потребительской ценности рыбных запасов.

В соответствии с [10], ТН для земных растений и травоядных животных в наших условиях составляет 6 и 40 суток соответственно. То есть для оценки содержания несимметричного диметилгидразина в продуктах питания мы можем использовать максимальные значения биоконцентраций, представленные на рис. 2. В табл. 7 сведены значения рекомендованных объемов потребления пищевых продуктов (за исключением рыбы), которые могут содержать несимметричный диметилгидрозин, его концентрацию в них и объемы его возможного ежедневного потребления.

Как видим, объем несимметричного диметилгидразина, получаемого ежедневно с продуктами питания примерно в 7 раз ниже объема, одноразовый прием которого может привести к проявлению начальных признаков поражения. При исключении из оборота молока и молочных продуктов местного производства объем несимметричного диметилгидразина, получаемого ежедневно с продуктами питания, значительно снизится, но все равно будет превышать примерно в 4 раза «ежедневную безопасную» норму

Таблица 7
Объем ежедневного потребления НДМГ

Группы продуктов	Рекомендуемый объем, кг/сутки [15]	Концентрация НДМГ, мг/кг	Объем потребления НДМГ, мг
Вода	2	0,0035	0,00700
Овощи и бахчевые	0,36	0,0035	0,00126
Мясо и мясные продукты	0,2	0,035	0,00700
Молоко и молочные продукты	0,45	0,175	0,07875
Суммарный объем ежедневного потребления			0,09401

потребления. («Ежедневная безопасная» норма потребления, рассчитанная исходя из значения предельно допустимой среднесуточной концентрации несимметричного диметилгидразина в воздухе населенных мест [2] и характеристики процесса дыхания человека [15], составляет 0,004 мг в сутки). То есть можно говорить о том, что в варианте максимального размытия пятна вода на время прохождения пятна загрязнения для ведения поливного земледелия непригодна.

Заключение

В заключение представляется целесообразным сформулировать алгоритм определения зоны поражения при чрезвычайных ситуациях, обусловленных крупномасштабными сбросами в поверхностные водные объекты растворимых токсичных веществ, и перечислить задачи, решение которых необходимо для проведения корректной оценки в рамках указанного алгоритма о вхождении того или иного участка поверхностного водного объекта в зону поражения.

Указанный алгоритм может быть сформулирован следующим образом.

1. Критерием отнесения того или иного участка поверхностного водного объекта к зоне поражения при чрезвычайной ситуации, обусловленной сбросом растворимых токсичных веществ, является потеря потребительской ценности рыбных запасов и/или непригодность воды для ведения поливного земледелия.

2. Оценка потребительской ценности рыбных запасов и пригодности воды для ведения поливного земледелия проводится путем сравне-

ния количества токсичного вещества, попадающего в организм человека при ежедневном потреблении рекомендованных объемов пищевых продуктов¹, с «ежедневной безопасной» нормой потребления, рассчитанной, исходя из значения предельно допустимой среднесуточной концентрации токсичного вещества в воздухе населенных мест [2]. (При структурировании зоны поражения и (или) решении задачи по управлению риском может проводиться сравнение количества токсичного вещества, попадающего в организм человека при разовом потреблении продуктов, с количеством токсичного вещества, попадающего в организм человека при получении им пороговой токсодозы).

Для проведения корректной оценки в рамках указанного алгоритма о вхождении того или иного участка поверхностного водного объекта в зону поражения необходимо решить следующие задачи:

— доработать алгоритм оценки параметров движущегося по поверхностному водному объекту пятна загрязнения, обусловленного крупномасштабным сбросом растворимого токсичного вещества [6];

— построить математическую модель миграции вещества по ступеням трофической цепи, свободную от указанных недостатков, а также не фиксирующую накопление токсичного вещества в организмах при его концентрации в водной среде ниже ПДКр;

— сформулировать алгоритм оценки значения пороговой токсодозы по величине предельно допустимых среднесуточных концентраций.

Список источников

1. Алексеев В. В., Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Физическое и математическое моделирование экосистем. — СПб.: Гидрометеоздат, 1992. — 368 с.
2. Беспамятнов Г. П., Кротов Ю. А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Справочник. — Л.: Химия, 1985. — 587 с.
3. Быков А. А. Моделирование природоохранной деятельности: учебное пособие. — М.: НУМЦ Госкомэкологии, 1998. — 182 с.
4. Быков А. А., Демин Н. В., Мурзин Н. В. О камерных моделях миграции радионуклидов по пищевым цепям. — М.: ИАЭ им. Курчатова, 1984. — 24 с.
5. Востоков В. Ю. 15 лекций по анализу риска чрезвычайных ситуаций: учебное пособие. — М.: МФТИ, 2010. — 288 с.
6. Востоков В. Ю. О модели прогнозной оценки загрязнения открытых водоисточников при чрезвычайных ситуациях // Проблемы безопасности и чрезвычайных ситуаций. — 2007. — №6. — С. 27-36.
7. Востоков В. Ю. Оценка эколого-экономического ущерба при загрязнении открытых водных объектов. На примере гипотетической аварии с крупномасштабным разливом несимметричного диметилгидразина // Междисциплинарные исследования проблем обеспечения безопасности жизнедеятельности населения в современных условиях: материалы XII Международной научно-практической конференции по проблемам защиты населения и территорий от чрезвычайных ситуаций. — М.: Куна, 2007. — С. 267-272.

¹ Об утверждении рекомендаций по рациональным нормам потребления пищевых продуктов, отвечающим современным требованиям. Приказ Министерства здравоохранения и социального развития Российской Федерации от 02 августа 2010 года № 593н.

8. Востоков В. Ю. Сценарии развития потенциальной чрезвычайной ситуации при крупномасштабном разливе несимметричного диметилгидразина в верховьях Волги // Сборник тезисов XIV Международной научно-практической конференции «Предупреждение — спасение — помощь». Ч. 2. — Химки : АГЗ МЧС России, 2007. — С. 109-111.
9. Кондратьева Л. М., Рапопорт В. Л. Анализ содержания токсичных органических веществ в рыбе реки Амур // Пресноводные экосистемы бассейна реки Амур. — Владивосток: Дальнаука, 2008. — С. 267-272.
10. Коробкин В. И., Передельский Л. В. Экология. М.: Феникс, 2008. — 602 с.
11. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 152 с.
12. Методика прогнозной оценки загрязнения открытых водоисточников аварийно химически опасными веществами в чрезвычайных ситуациях. — М.: ВНИИ ГОЧС, 1996.
13. Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. — М.: Изд-во ВНИРО, 1998.
14. Микряков В. Р., Балабанова Л. В., Заботкина Е. А. Реакция иммунной системы рыб на загрязнение воды токсикантами и закисление среды. — М.: Наука, 2001. — 126 с.
15. Покровский В. М., Коротко Г. Ф. Физиология человека. М.: Медицина, 2002. — 608 с.
16. Предельно допустимые остаточные количества ядохимикатов в продуктах питания. (Утверждены МЗ СССР 07 октября 1971 года № 938-71 с дополнениями от 17 марта 1972, 07 мая 1972 и 17 мая от 1973).
17. Тинсли И. Поведение химических загрязнителей в окружающей среде: пер. с англ. — М.: Мир, 1982. — 281 с.
18. Экологические проблемы и риски воздействий ракетно-космической техники на окружающую природную среду: спр. пособие / Под общей редакцией В. В. Адушкина. — М.: «Анkil», 2000. — 640 с.

Информация об авторах

Олтян Ирина Юрьевна (Москва) — кандидат технических наук, начальник научно-исследовательского центра, Всероссийский научно-исследовательский институт по проблемам гражданской обороны и чрезвычайных ситуаций МЧС России (121352, г. Москва, ул. Давыдовская, д. 7, e-mail: irenaoltyan@mail.ru).

Зиновьев Сергей Владимирович (Москва) — начальник научно-исследовательского отдела, Всероссийский научно-исследовательский институт по проблемам гражданской обороны и чрезвычайных ситуаций МЧС России (121352, г. Москва, ул. Давыдовская, д. 7, e-mail: golf1972@yandex.ru).

Востоков Вадим Юрьевич (Москва) — кандидат технических наук, доцент, ведущий научный сотрудник, Всероссийский научно-исследовательский институт по проблемам гражданской обороны и чрезвычайных ситуаций МЧС России (121352, г. Москва, ул. Давыдовская, д. 7, e-mail: vadimeast@yandex.ru).

I. Yu. Oltyan, S. V. Zinov'ev, V. Yu. Vostokov

Determining the affected area in emergencies

This paper presents an algorithm for determination of area affected by a major discharge of soluble toxic substances to surface water, and sets the problems that must be solved for correct evaluation — within this algorithm — of inclusion of particular areas of the surface water body into the affected area.

Keywords: emergencies, surface water bodies, soluble toxic substances, consumer value of the fish, usability of water for agricultural irrigation.

References

1. Alekseev V. V., Kryshev I. I., Sazykina T. G. (1992). Fizicheskoe i matematicheskoe modelirovanie ekosistem [Physical and mathematical modeling of ecosystems]. Saint Petersburg, Gidrometeoizdat.
2. Bespamyatnov G. P., Krotov Yu. A. (1985). Predel'no dopustimye kontsentratsii khimicheskikh veshchestv v okruzhayushchey srede. Spravochnik [Maximum allowable concentrations of chemicals in the environment. Reference book]. Leningrad, Khimiya [Chemistry]. Bykov A. A. (1998). Modelirovanie prirodookhrannoy deyatelnosti: uchebnoe posobie [Modelling of environmental management: a manual]. Moscow, NUMTs Goskomekologii.
3. Bykov A. A., Demin N. V., Murzin N. V. (1984). O kamernykh modelyakh migratsii radionuklidov po pishchevym tsepyam [About the chamber models of radionuclide migration through food chains]. Moscow, IAE im. Kurchatova.
4. Vostokov V. Yu. (2010). 15 lektsiy po analizu riska chrezvychaynykh situatsiy: uchebnoe posobie [15 lectures on the analysis of the risk of emergencies: a manual]. Moscow, MFTI.
5. Vostokov V. Yu. (2007). O modeli prognoznoy otsenki zagryazneniya otkrytykh vodoistochnikov pri chrezvychaynykh situatsiyakh [On a model of predictive assessment of open water sources pollution in emergency situations]. Problemy bezopasnosti i chrezvychaynykh situatsiy [Security issues and emergencies], 6, 27-36.
6. Vostokov V. Yu. (2007). Otsenka ekologo-ekonomicheskogo ushcherba pri zagryaznenii otkrytykh vodnykh ob'ektov. Na primere gipoteticheskoy avarii s krupnomasshtabnym razlivom nesimmetrichnogo dimetilgidrazina [Evaluation of ecological and economic damage caused by contamination of open water bodies. On the example of a hypothetical accident with a large-scale spill of unsymmetrical dimethylhydrazine]. Mezhdistsiplinarnye issledovaniya problem obespecheniya bezopasnosti zhiznedeyatel'nosti naseleniya v sovremennykh usloviyakh: materialy XII Mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii po problemam zashchity naseleniya i territoriy ot chrezvychaynykh situatsiy [Interdisciplinary research on issues of life security of the population under current conditions: Proceedings of the XII International Scientific-practical conference on population and territories protection from emergencies]. Moscow, Kuna, 267-272.

7. Vostokov V. Yu. (2007). Stsenarii razvitiya potentsial'noy chrezvychaynoy situatsii pri krupnomasshtabnom razlive nesimmetrichnogo dimetilgidrazina v verkhov'yakh Volgi [Scenarios of potential emergency situations at large-scale spill of unsymmetrical dimethylhydrazine in the Upper Volga]. Sbornik tezisev XIV Mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii «Preduprezhdenie — spasenie — pomoshch'». Ch. 2 [Book of abstracts of the XIV International scientific and practical conference «Advance — Salvation — Help». Volume 2]. Khimki, AGZ MChS Rossii, 109-111.
8. Kondrat'eva L. M., Rapoport V. L. (2008). Analiz sodержaniya toksichnykh organicheskikh veshchestv v rybe reki Amur. Presnovodnye ekosistemy basseyna reki Amur [Analysis of toxic organic compounds in fish of the Amur River. Freshwater ecosystems of the Amur River Basin]. Vladivostok, Dal'nauka, 267-272.
9. Korobkin V. I., Peredel'skiy L. V. (2008). Ekologiya [Ecology]. Moscow, Feniks.
10. Kryshev I. I., Sazykina T. G. (1986). Matematicheskoe modelirovanie migratsii radionuklidov v vodnykh ekosistemakh [Mathematical modeling of radionuclide migration in aquatic ecosystems]. Moscow, Energoatomizdat.
11. Metodika prognoznoy otsenki zagryazneniya otkrytykh vodoistochnikov avariynno khimicheski opasnymi veshchestvami v chrezvychaynykh situatsiyakh [Method of predictive assessment of open water sources pollution with chemically hazardous materials in emergency situations] (1996). Moscow, VNIИ GOChS.
12. Metodicheskie ukazaniya po ustanovleniyu ekologo-rybokhozyaystvennykh normativov (PDK i OBUV) zagryaznyayushchikh veshchestv dlya vody vodnykh ob'ektov, imeyushchikh rybokhozyaystvennoe znachenie [Guidelines for the establishment of environmental and fisheries regulations for water pollution of water bodies with fishery value] (1998). Moscow, VNIИ Publ.
13. Mikryakov V. R., Balabanova L. V., Zabolotkina E. A. (2001). Reaktsiya immunnoy sistemy ryb na zagryaznenie vody toksikantami i zakislennie sredy [Reaction of the immune system of fish on water pollution with toxicants and acidification]. Moscow, Nauka.
14. Pokrovskiy V. M., Korot'ko G. F. (2002). Fiziologiya cheloveka [Human physiology]. Moscow, Meditsina.
15. Predel'no dopustimye ostatochnye kolichestva yadokhimikatov v produktakh pitaniya. (Utverzhdeny MZ SSSR 07 oktyabrya 1971 goda № 938-71 s dopolneniyami ot 17 marta 1972, 07 maya 1972 i 17 maya ot 1973) [Maximum permissible pesticide residues in food. (Approved by the Ministry of Health of the USSR, October 7, 1971 № 938-71 as amended on March 17, 1972, May 07, 1972 and May 17, 1973)].
16. Tinsli I. (1982). Povedenie khimicheskikh zagryazniteley v okruzhayushchey srede: per. s angl. [The behavior of chemical contaminants in the environment. Translation from English]. Moscow, Mir.
17. Adushkin V. V. (Ed.) (2000). Ekologicheskie problem i riski vozdeystviy raketno-kosmicheskoy tekhniki na okruzhayushchuyu prirodnyuyu sredu: spr. posobie [Environmental issues and risks of impacts of rocket and space technology on the environment: a reference book]. Moscow, Ankil.

Information about the authors

Oltyan Irina Jurevna (Moscow, Russia) — PhD in Technical Sciences, chief of the research center, All-Russian Scientific Research Institute for Civil Defense and Emergencies (Federal Centre of Science and High Technologies), 121352, Moscow, 7 Davydkovskystreet, +7 926 569 8710, irenaoltyan@mail.ru.

Zinov'ev Sergey Vladimirovich (Moscow, Russia) — chief of research department, All-Russian Scientific Research Institute for Civil Defense and Emergencies (Federal Centre of Science and High Technologies), 121352, Moscow, 7 Davydkovsky street, golf1972@yandex.ru.

Vostokov Vadim Jurevich (Moscow, Russia) — PhD in Technical Sciences, associate professor, leading research associate, All-Russian Scientific Research Institute for Civil Defense and Emergencies (Federal Centre of Science and High Technologies), 121352, Moscow, 7 Davydkovsky street, vadimeast@yandex.ru

УДК 330.15:622

С. М. Швец

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ПОСТРОЕНИЮ ИННОВАЦИОННО-ИНВЕСТИЦИОННОЙ МОДЕЛИ РАЗВИТИЯ МИНЕРАЛЬНО-СЫРЬЕВОГО КОМПЛЕКСА

В статье анализируется инвестиционно-инновационная модель развития минерально-сырьевого комплекса России. Доказывается, что акцент в современной экономике делается на развитии как сырьевых отраслей, которые в большинстве своем связаны с добычей и первичной обработкой возобновляемых видов природных ресурсов, так и перерабатывающих отраслей промышленности, что ведет к росту национального богатства страны. Рассмотрено формирование спроса на инвестиции в минерально-сырьевой комплекс под влиянием роста уровня чистой инвестиционной