Количественное  оценивание экологических  рисков

Возможность экологических катастроф и негативного воздействия на людей и природу техногенных процессов обусловливает необходимость количественного оценивания риска, характеризующего подобные события и процессы. О важности такого оценивания свидетельствует тот факт, что законодательство ряда экономически развитых стран начинает использовать нацеленные на охрану здоровья людей и среды обитания стандарты и нормативы, основанные не только на предельно допустимых дозах вредных веществ, но и на связанных с ними риском. Так, Агентство США по окружающей среде в 1995 г. пересмотрело нормативные акты, регулирующие строительство и эксплуатацию первого на американском континенте геологического хранилища высокорадиоактивных отходов в штате Невада, заменив предельные дозы облучения населения при возможном высвобождении радионуклидов на расчетные оценки максимально допустимого риска.

Количественные оценки необходимы при анализе различных по своей природе рисков, в том числе и тех, которые должна рассматривать новая научная дисциплина — экологическая геология. Действительно, несмотря на глобальную роль техногенных и антропогенных процессов, во многих случаях именно геологическая среда выступает генератором основных причин возникновения опасных экологических ситуаций. Параметры геологической среды являются неотъемлемой частью моделей, имитирующих как чисто природные, так и техногенно обусловленные аварии, катастрофы и прочие неблагоприятные события и процессы.

1. Оценки социального и индивидуального рисков

При оценивании риска различают две его разновидности — социальный и индивидуальный риски. *Социальный риск* *Rs*характеризует возможные аварии на промышленных, энергетических, военных и иных объектах, которые вызывают тяжелые последствия и, прежде всего, гибель людей.Этот риск принято выражать следующим образом:

https://s.studizba.com/z.php?f=/uploads/lectures/jekologija/jekologicheskie-riski-i-katastrofy/files/0-5-kolichestvennoe-ocenivanie-jekologicheskih-riskov.png,                                               (1)

где *wi*— частота *i*-й аварии, *Ni* — количество смертельных случаев, обусловленных ею,*l*— возможное число всех аварий на данном объекте. Законодательство ряда стран использует определенные значения частоты аварии и количество вызванных ею смертельных случаев для оценки допустимого социального риска эксплуатации того или иного объекта. Так, в соответствии с экологической программой Нидерландов, риск от потенциально опасной установки, авария на которой может вызвать гибель 10 человек, может считаться допустимым, если частота этой аварии не превышает 10-4 в год (иначе говоря, рассматриваемая авария может произойти не чаще, чем один раз в 10 тыс. лет). Этот же документ указывает, что если последствия аварии в *n*раз больше, то соответствующая частота должна быть в *n*2разменьше. Таким образом, если на установке возможна авария, которая способна вызвать смерть не 10, а 20 человек, то частота такой аварии не может превышать 2,5×10–5 в год.

Социальный риск, обусловленный действием на людей вредных веществ, находящихся в воздухе, воде или пище, определяют несколько иным образом. Количественные оценки и ана-лиз риска, обусловленного присутствием загрязнителей в компонентах среде обитания, детально рассматриваются в главе 5, здесь рассматриваются лишь основные понятия.

Для оценки влияния токсиканта, присутствующего в окружающей среде, вводится понятие “риска от дозы *i*токсиканта *j*”, обозначаемого через[*Pe*(*D*)]*ij*[22]. Фактически величина [*Pe*(*D*)]*ij* является вероятностью, она зависит от так называемого фактора риска данного токсиканта *Fr*и его дозы *D*. Доза измеряется в мг, а фактор риска имеет размерность (мг-1) и представляет собой риск, приходящийся на единицу дозы. Величина фактора риска должна быть установлена в результате специальных исследований. Если связь между дозой и риском линейна, а воздействие токсиканта не имеет порога, то величина [*Pe*(*D*)]*ij*определяется простой формулой

                          [*Pe*(*D*)]*ij* = (*Fr × D*)*ij =*(*Fr × c × v × t*)*ij*,             (2)

где *c* — концентрация токсиканта, *v* — его ежедневное поступление в организм, *t* — время воздействия токсиканта.

Число тяжелых последствий (например, раковых заболеваний) действия токсикантов на людей определяется выражением

*qe =https://s.studizba.com/z.php?f=/uploads/lectures/jekologija/jekologicheskie-riski-i-katastrofy/files/1-5-kolichestvennoe-ocenivanie-jekologicheskih-riskov.png[Pe(D)]ij×Nij,* (3)

где *Nij* — количество людей, подвергающихся действию токсикантов; *k*— количество токсикантов; *n*— количество уровней доз каждого токсиканта. Символ “*e*”показывает, что речь идет о дополнительных (*excess*) случаях заболевания, вызванных рассматриваемыми токсикантами (при малых дозах величина *qe* может быть столь незначительна, что ее трудно выявить на фоне “обычных” случаев данного вида рака).

Формулу (3) можно применять для экспрессных количественных оценок социального риска.  Пусть, например, после ввода в строй некоторого промышленного объекта проживающее поблизости население в количестве 10 тыс. чел. в течение 3 лет постоянно (24 часа в сутки) подвергается действию находящегося в воздухе токсиканта-канцерогена, концентрация которого равна 0,01 мг/м3. сколько дополнительных случаев рака можно ожидать  от  этого  токсиканта за  время  эксплуатации  объекта, если фактор риска токсиканта составляет 10-6 мг–1? В данном примере двойное суммирование не требуется, так как *i=*1 и *j**=*1. Если считать, что средний объем воздуха, вдыхаемый ежеминутно, равен 7,5 л/мин, то объем загрязненного воздуха, проходящий через легкие каждого человека ежесуточно, составит:

*v*=7,5л/мин 10-3 м3/л 60мин/ч 24ч/день=10,8м3/день.

С помощью формул (4.2) и (4.3), получаем

*qe* *=* *Fr× v × c × t × N* =

=10-6мг-1 10,8м3/день 0,01мг/м3 365дней/год (3г.)(104чел.)=1,3.

Таким образом, для приведенных условий рассматриваемый объект может вызвать приблизительно лишь один случай заболевания раком. Количественные оценки и анализ риска, обусловленного присутствием загрязнителей в компонентах среды обитания, детально рассматриваются в главе 5.

*Индивидуальный риск*, как показывает сам термин, определяется вероятностью экстремального вреда - смерти индивидуума от некоторой причины, рассчитываемой для всей его жизни или для одного года. Часто в литературе термины “индивидуальный риск” и “вероятность” употребляются как синонимы, однако помимо вероятности события здесь присутствует (“по умолчанию”) его последствие — гибель человека. Федеральные ведомства США, разрабатывающие нормативные акты, в которых устанавливаются стандарты экологических рисков, ориентируются на такой нижний теоретический предел допустимого индивидуального риска, который можно считать пренебрежимо малым. Этот предел соответствует увеличению вероятности смерти на один шанс на миллион (10–6) за всю жизнь человека, продолжительность которой принимается равной 70 годам. В расчете на один год идеальный, пренебрежимо малый индивидуальный риск составляет, следовательно, 10–6:70 = 1,43·10–8 год–1.

Для оценки допустимых индивидуальных рисков, связанных с опасными видами деятельности, в Великобритании используются так называемые критерии Эшби [13]. Они представляют собой вероятности одного фатального случая (одной смерти) в год. Характеристики этих критериев даны в табл. 1.

Таблица 1. Критерии приемлемости риска (по Эшби)

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Ранг риска | Вероятность одной смерти в год | Степень приемлемости |
| 1  2  3  4 | Не менее 1·10–3  10–4  10–5  10–6 | Риск неприемлем  Риск приемлем лишь в особых обстоятельствах  Требуется детальное обоснование приемлемости  Риск приемлем без ограничений |

Видно, что четыре ранга риска перекрывают более трех порядков вероятности одной смерти в год, причем для неограниченно приемлемого риска принят такой же порядок вероятности, какой характерен для природных катастроф (10–6). В табл. 4.2 представлены порядки вероятностей индивидуального риска смерти в год, усредненные по статистическим данным Великобритании .

Таблица 2. Порядки вероятности индивидуального риска смерти, рассчитанные для одного года

|  |  |
| --- | --- |
| Причины смерти | Вероятность одной смерти  в год |
| Все причины  Все “внутренние” причины (болезни)  Все “внешние” причины (аварии, отравления, насилие и т.п.)  Все аварии на транспорте  Случайные отравления  Травматизм на производстве  Аварии на воздушном транспорте | 10-2  10-2  10-4  10-4  10-5  10-5  10-6 |

Эти вероятности подсчитаны путем деления количества наблюдавшихся ежегодно смертей на число жителей страны. Видно, что “внутренними” причинами объясняется подавляющее большинство всех смертей, “внешние” причины меньше их на два порядка величины. В то же время среди внешних причин резко доминируют аварии на транспорте. Аварии на воздушном транспорте характеризуются тем же риском, что и природные катастрофы.

Ричард Вильсон рассчитал увеличение индивидуального риска смерти на 10–6 в год, вызванное различными причинами, часть его данных представлена в табл. 3.

Таблица 3. Причины увеличения индивидуального риска смерти на 10-6 в год (по Р. Вильсону)

|  |  |
| --- | --- |
| Вид деятельности | Причины смерти |
| Выкурить 1,4 сигареты  Пробыть 1 час в угольной шахте  Провести 2 дня в Нью-Йорке  Проехать 300 миль на автомобиле  Проехать 10 миль на велосипеде  Пролететь 1000 миль на самолете  Прожить 2 месяца в горах  Прожить 2 месяца рядом с курильщиком  Сделать рентгеновское исследование грудной клетки  Прожить 150 лет на расстоянии 20 миль от ядерного реактора | Рак, болезнь сердца  Болезнь легких  "  Авария  "  "  Рак (космические лучи)  Рак, болезнь сердца  Рак (облучение)  " |

Комиссия США по окружающей среде установила предельно-допустимые концентрации канцерогенных веществ в воздухе, исходя из величины индивидуального риска и количества дополнительных  случаев  рака,  генерируемых  ежегодно  среди населения. Комиссия считает приемлемыми индивидуальные риски в диапазоне от 10–5 до 10–3, если их значения соответствуют возможным дополнительным случаям рака, число которых лежит в интервале от 0,006 до 0,08 в год. Здесь учтены как вероятности вредных воздействий, так и число их фатальных последствий (при проведении подобных оценок полагают, что все дополнительные случаи заболевания раком сопровождаются смертельным исходом).

Выражение последствий риска количеством фатальных случаев (смертей) в единицу времени (за один год или за 70 лет) получило широкое распространение, однако оно не является единственным. В 1996 г. Кунрейтер и Слович предложили несколько иных способов выражения риска смерти, которые представляют следующий ряд [25]:

· количество смертей на один миллион населения;

· количество смертей на один миллион населения в пределах зоны определенного радиуса с центром в месте источника опасного воздействия;

· количество смертей на единицу концентрации токсиканта в окружающей среде;

· количество смертей, обусловленных функционированием данного объекта;

· количество смертей на одну тонну токсиканта, поступившего в организмы людей;

· количество смертей на одну тонну вещества, выработанного на данном объекте;

· количество смертей на один миллион долларов вырабатываемого вещества;

· сокращение ожидаемой продолжительности жизни, вызванное опасностью.

2. Риск как произведение вероятности события на

магнитуду его последствий

В главе 1 было показано, что риск нельзя рассматривать в отрыве от последствий проявления данной опасности. Это приводит к следующему определению: *риск — это количественная мера опасности с учетом ее последствий*. Оценка риска, следовательно, должна быть двумерной: величина риска *R*равна произведению вероятности рассматриваемого события или процесса *P*на меру ожидаемых последствий (ущерба) *Q*:

*R = P · Q .*(4)

Важно, чтобы мера ожидаемого ущерба включала в себя все возможные последствия данного события или процесса. Полная мера последствий должна включать в себя различные виды ущерба — социального, экологического, экономического, морального и т.д. Социальный ущерб обусловлен заболеваниями и гибелью людей, психическими травмами и стрессами, а также различными неудобствами, снижающими качество жизни. Экологический ущерб определяется отрицательными последствиями опасных событий и процессов, вызывающими ухудшение состояния среды обитания. Экономический ущерб характеризуется денежным выражением негативных последствий опасных событий, явлений и процессов. Все виды ущерба тесно связаны друг с другом, при этом социальный, экологический и моральный ущербы также могут иметь денежное выражение . Монетарное выражение экологического ущерба связано с проблемой количественной оценки человеческой жизни, которая рассматривается, в частности, в монографии У. Роува .

Таким образом, если какая либо опасность характеризуется вероятностью, оцениваемой величиной 10–1, а суммарный ожидаемый ущерб от этой опасности составляет 200 млн рублей, то оценка соответствующего риска выразится суммой в 20 млн рублей. Следует еще раз подчеркнуть, что рассматриваемый подход основан на монетарном выражении ущерба.

Двумерное определение риска было предложено более 20 лет назад, но оно использовалось только при расчетах риска аварий на реакторах атомных электростанций. Однако формула (4) оказалась пригодной и для оценки многих других рисков (см., например, монографию Оссенбрюггена .Вместе с тем формула (4) приводит к одинаковым оценкам рисков, связанных с событиями или процессами, которые могут резко различаться по своим последствиям. Предположим, например, что некоторый технологический процесс обладает вероятностью серьезной аварии, характеризуемой частотой, равной 10-5 в год (один раз в 100 тыс. лет), и при каждой такой аварии может погибнуть 1 тыс. человек. Пусть другой процесс имеет частоту (вероятность) аварии, равную 10–2 в год (один раз в 100 лет), причем каждая авария влечет за собой гибель одного человека. Оценка рисков, вызванных этими процессами, в соответствии с формулой (4.4), дает одну и ту же величину (*R* = 0,01 чел/год), но при сопоставлении этих процессов (например, с целью выбора одного из них) как отдельный индивидуум, так и общество в целом предпочтет, несомненно, второй, а не первый.

Приведенный пример отражает особое отношение людей к рискованным событиям или процессам, описываемым малыми вероятностями, но весьма тяжелыми последствиями. Для таких событий и процессов были предложены скорректированные алгоритмы оценки риска, однако ни один из них не получил распространения,  поэтому  формула  (4)  остается  основной  при количественном оценивании риска. Следует подчеркнуть, что, строго говоря, вероятность *P*в формуле (4) является условной, поскольку она относится к конкретному событию или, как говорят, сценарию риска.

3. Оценка риска по сокращению ожидаемой

продолжительности жизни

Бернард Коэн предложил оценивать и сравнивать риски по величине, называемой *сокращением ожидаемой продолжитель-ности жизни*. Эта величина, обозначаемая *LLE* (loss of life expectancy)*,* показывает, на какой срок укорачивается, в среднем, жизнь индивидуума, подвергающегося данному риску. Преимущество ее использования состоит в наглядности — так, показатель смертности, выраженный величиной 1×10-4, труднее для восприятия, нежели характеризующая тот же риск значение *LLE*, равное, к примеру, 20 дням. Методика расчета *LLE*предложена Б. Коэном, она основана на использовании детальных статистических данныx США .

Если зарегистрированы статистические показатели смертности для всех возрастных групп, то подсчет значений *LLE*проводится следующим образом. Каждой возрастной группе приписывается  индекс *i*(*i*= 1  для  возрастной  группы от 0 до 1 года, *i*= 2 для возрастной группы от 1 до 4 лет, *i* = 3 для возрастной группы  от  5  до  9 лет, и т. д.),  а  вероятность  смерти  *m*(*i*)  для каждой  возрастной  группы  берется из статистических данных. В США такие данные сосредоточены в фондах Федерального Бюро переписи, где они представлены в виде количества смертей, приходящихся на 100 тыс. жителей в год. В расчете на 100 тыс. жителей число ожидаемых смертей в интервале возрастов  от 0  до  1 года  составит  *n*(1) = *m*(1)100000,  а  количество оставшихся в живых и достигших возраста в 1 год, будет равно *а* = 100 000 - *n*(1). В общем виде можно записать

*n*(*i*) = *a*(*i*- 1)×*m*(*i*),

                                                                                               (5)

*a*(*i*) = *a*(*i -*1) - *n*(*i*),

где *a*(0) = 100 000.

С помощью уравнений (4.5) рассчитываются все значения *n*(*i*). Средним количеством лет *t*(*i*), прожитых теми, кто умер в возрастном интервале *i*, выступает середина этого интервала (например, для возрастной группы от 25 до 29 лет значение *t*равно 27), а полное количество лет, прожитых лицами этой группы, составит *n*(*i*)×*t*(*i*). Ожидаемая продолжительность жизни для индивидуума в этой группе будет

*E*= [S *n*(*i*)×*t*(*i*)]/100 000.                        (6)

Если какой-нибудь данный риск устранен, то смертность *m*(*i*) изменится и примет новое значение *m*¢(*i*), которое даст новую величину ожидаемой продолжительности жизни *E*¢. Тогда сокращение ожидаемой продолжительности жизни, вызванное данным риском, представит собой разность

*LLE*= *E*¢ - *E.*(7)

В табл. 4.4 приведены оценки величины *LLE* в США для различных экологических причин. Для того, чтобы можно было сопоставить экологические риски, представленные в табл. 4.4 с рисками повседневной деятельности, обычных заболеваний и стихийных бедствий, в табл. 4.5 даны соответствующие оценки значений *LLE*,рассчитанные Б. Коэном по статистическим данным США .

Таблица 4. Сокращение ожидаемой продолжительности жизни (*LLE*), вызываемое различными экологическими причинами (по Б. Коэну)

|  |  |
| --- | --- |
| Причины риска | *LLE*, дни |
| Радон в помещениях  Работа с химикалиями  Постоянная работа с излучением  Обеднение озонового слоя в стратосфере  Пестициды в пищевых продуктах  Загрязнение наружного атмосферного воздуха  Загрязнение питьевой воды  Проживание вблизи АЭС | 35  30  25  22  12  10       1,3       0,4 |

Оценивание  риска  с  использованием  величины  сокращения ожидаемой продолжительности жизни может рассматриваться как частный случай использования формулы (4). Действительно, значение *LLE* зависит от вероятности осуществления рассматриваемого опасного события (или состояния, или действия) *P*и средней величины оставшейся жизни человека *L*, подвергающегося при этом риску:

*LLE*= *P ·* *L.*                               (.8)

Величина *L*играет, таким образом, роль последствий опасного события, действия или процесса. Угроза со стороны опасного события действует на ожидаемый остаток жизни в виде соответствующей вероятности. Если, например, 40-летний житель некоторой страны, средняя продолжительность жизни в которой составляет 70 лет, подвергается риску смерти, оцениваемому в 1%, то теоретическое сокращение его жизни *LLE*, будет равно 0,01·30 = 0,3 года.

Количественные оценки экологических рисков необходимы для ранжирования проблем, связанных со здоровьем людей и состоянием среды обитания, и принятия соответствующих мер. Такое ранжирование способствует выделению приоритетов при распределении средств, предназначенных на экологические мероприятия. Количественные оценки важны для сопоставления и сравнения различных рисков. Установлено, что большинство людей не может “уловить” различие двух индивидуальных рисков, оценки которых даются, например, в виде чисел 1·10–4 и 1·10–5. Поэтому столь серьезное внимание уделяется сравнительным оценкам типа тех, которые приведены в табл. 4 и 5. Их цель — научить людей мыслить в категориях риска.

Таблица 5. Сокращение ожидаемой продолжительности жизни (*LLE*)

в  США,  вызываемое   повседневной   деятельностью,   болезнями  и

стихийными бедствиями (по Б. Коэну)

|  |  |
| --- | --- |
| Причины риска | *LLE*, дни |
| Курение (мужчины, 1 пачка сигарет в день)  Сердечно-сосудистые заболевания  Работа в шахте (добыча угля)  Рак  Избыточный вес (15 кг)  Инсульт  Алкоголь  Автомобильные аварии  Грипп и воспаление легких  Наркотики  Убийство  Несчастные случаи на работе  СПИД  Пожары и смертельные ожоги  Кофе (3 чашки в день)  Авиакатастрофы  Ураганы, торнадо  Наводнения  Землетрясения | 2300  2100  1100     980     900      520      230      180      130      100        90        74        70        27        26          1          1             0,4             0,2 |

Следует отметить, что оценивание риска должно предусматривать развитие неблагоприятных событий по различным сценариям, поэтому формулу (4.4) следует обобщить:

*R = https://s.studizba.com/z.php?f=/uploads/lectures/jekologija/jekologicheskie-riski-i-katastrofy/files/2-5-kolichestvennoe-ocenivanie-jekologicheskih-riskov.png*,                               (9)

где индекс *i*относится к событию, а индекс *j* — к рассматриваемому сценарию.

4. Оценки экологических рисков с учетом

жизненного цикла промышленных продуктов

(методики «Экоиндикатор 95» и «Экоиндикатор 99»)

Группой компаний и исследовательских организаций Ни-дерландов были разработаны методики расчета экологических рисков, ориентированные на оценку *жизненного цикла* основ-ных видов промышленной продукции и процессов (методики «Экоиндикатор 95» и «Экоиндикатор 99» [20, 21]). Основная идея этих методик состоит в детальном учете (инвентаризации) всех потребляемых ресурсов и попадающих в среду обитания загрязнителей в течение жизненного цикла определенного продукта (например, стали, бумаги, пластических материалов и т.д.) или процесса (выработка электрической или тепловой энергии, транспортировка грузов и т.п.). Методики используют европейский масштаб для оценки ущерба экосистемам и здоровью людей, это означает, что учитываются потребляемые ресурсы и поступающие в окружающие среду вещества в результате промышленного производства во всех странах Западной и Восточной Европы. Расчеты показали, что при оценке воздействия жизненного цикла (Life Cycle Impact Assessment) надлежит учитывать девять основных процессов, причиняющих вред здоровью людей и ущерб экосистемам, причем каждому из этих процессов приписывается определенный весовой коэффициент (табл. 6).

Таблица 6. Процессы, причиняющие вред здоровью людей и среде

обитания, их весовые коэффициенты и критерии выявления

(для стран Европы, методики «Экоиндикатор 95» и «Экоиндикатор 99»)

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Процессы | Весовые  коэффи-циенты | Критерии выявления |
| Обеднение озонового слоя  Действие пестицидов  Действие канцерогенных веществ  Повышение кислотности водоемов  Эвтрофикация  Действие тяжелых металлов  Действие зимнего смога  Действие летнего смога  Парниковый эффект | 100  25  10  10   5   5       5     2,5     2,5 | Вероятность одной смерти в год на 106 жителей  5%-я деградация экосистемы  Вероятность одной смерти в год на 106 жителей  5%-я деградация экосистемы  5%-я деградация экосистемы  Учитывается концентрация кадмия - основного экотоксиканта среди тяжелых металлов  Учет жалоб в период действия смога, особенно со стороны астматиков и пожилых людей  Повышение температуры на 0,1°С каждые  10 лет,  5%-я деградация экосистем |

Видно, что максимальный и минимальный весовые коэф-фициенты отличаются в 40 раз, для европейских стран основ-ными факторами экологического риска считаются обеднение озонового слоя, действие пестицидов и канцерогенов, а также повышение кислотности водоемов.

Разработанные методики позволяют вычислять значения комплексных индикаторов для основных промышленных про-дуктов и процессов. Эти вычисления были проведены по схеме, представленной на рис. 1.

|  |
| --- |
| Инвентаризация всех процессов жизненного цикла |
|  |
| Моделирование “эффект-ущерб” |
|  |
| Ущерб здоровью людей |  | Ущерб экосистемам |  | Ущерб  природным ресурсам |
|  |  |  |  |  |
| Нормирование и взвешивание всех видов ущерба |  |  |  |  |
| https://s.studizba.com/z.php?f=/uploads/lectures/jekologija/jekologicheskie-riski-i-katastrofy/files/3-5-kolichestvennoe-ocenivanie-jekologicheskih-riskov.png |  |  |  |  |
| Комплексные экоиндикаторы |  |  |  |  |

Рис. 1. Схема расчета комплексных экоиндикаторов

(методики «Экоиндикатор 95» и «Экоиндикатор 95»)

Комплексный характер экоиндикаторов обусловлен тем, что они учитывают три компонента ущерба - здоровью людей, эко-системам и природным ресурсам. *Ущерб здоровью людей* выра-жается так называемым приведенным количеством потерянных лет (ПКПЛ или DALYs — disability adjusted life years). Термин “приведенное  количество”  означает,  что  суммируются  как  потерянные годы жизни (YLL — years of life lost), так и годы прожитые в состоянии инвалидности (YLD — years lived disabled), и полученная сумма делится на число жителей Евро-пы. В табл. 7 приведены показатели ущерба здоровью людей, наносимого основными воздействиями, рассчитанные на одного жителя Европы.

Таблица 7. Показатели ущерба здоровью людей, наносимого основными  видами  воздействия,  выраженные  в  единицах ПКПЛ/год — приведенного количества потерянных лет, отнесенного к одному году (методика «Экоиндикатор 99») .

|  |  |
| --- | --- |
| Вид воздействия | Ущерб на одного жителя Европы, ПКПЛ/год |
| Заболевания органов дыхания (действие неорганических веществ)  Изменение климата  Канцерогенные эффекты  Обеднение озонового слоя  Заболевания органов дыхания (действие органических веществ)  Ионизирующая радиация | 0,0108  0,00239  0,00200  0,000219  0,0000684  0,0000268 |
| Суммарный ущерб здоровью людей | 0,0155 |

*Ущерб экосистемам* выражается путем использования двух величин: доли видов, затронутых данным техногенным воздей-ствием, и доли видов, исчезнувших в результате такого воздей-ствия. Эти величины умножаются на площадь экосистемы и время воздействия. В табл. 8 представлены показатели ущерба экосистемам, наносимого различными видами воздействия. Эти показатели отнесены к одному году длительности каждого тех-ногенного воздействия.

Таблица 8.  Показатели  ущерба  экосистемам, наносимого различными видами воздействия, рассчитанные по методике «Экоиндикатор 99».

(ДЗВ — доля затронутых видов; ДИВ — доля исчезнувших видов)

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Вид воздействия | Единица измерения | Ущерб |
| Экотоксиканты  Экотоксиканты  Подкисление природных вод и  эвтрофикация  Землепользование | ДЗВ·м2·год/год  ДИВ·м2·год/год  ДИВ·м2·год/год  ДИВ·м2·год/год | 8110  811  375  3950 |
| Суммарный ущерб экосистемам | ДИВ·м2·год/год | 5130 |

*Ущерб, наносимый природным минерально-сырьевым ре-сурсам*, был рассчитан для двух видов ресурсов: минералов и ископаемого топлива. Это означает, что рассматриваемый ущерб учитывается двояким образом. Во-первых, рассчитываются эко-логические последствия вовлечения в переработку сырья с постоянно уменьшающимся промышленным содержанием добываемого компонента (например, руд со все более низким содержанием меди). Во-вторых, оцениваются экологические эффекты перехода от традиционных видов ископаемого топлива (нефти и газа) к новым энергоносителям (таким, как горючие сланцы и битумные пески), обладающим меньшей теплотворной способностью. Результаты расчетов даны в табл. 9.

Таблица 9. Показатели ущерба, наносимого природным минерально-сырьевым ресурсам (методика «Экоиндикатор 99» .

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Вид ресурсов | Единица измерения | Ущерб |
| Минералы  Ископаемое топливо | МДж/год  МДж/год | 150  5790 |
| Суммарный ущерб минерально-сырьевым ресурсам | МДж/год | 5940 |

Итак, каждый из трех компонентов ущерба характе-ризуется собственным суммарным показателем. Значения этих показателей используются в качестве коэффициентов нормиро-вания для дальнейших расчетов. Кроме того, для этих расчетов вводятся коэффициенты взвешивания, характеризующие отно-сительный вклад каждого из трех компонентов ущерба (сумма этих коэффициентов равна единице). Коэффициенты нормиро-вания и взвешивания, используемые в методиках «Экоиндикатор 95» и «Экоиндикатор 99», представлены в табл. 10.

Таблица 10. Коэффициенты нормирования и взвешивания, используемые для вычисления показателей ущерба

|  |  |
| --- | --- |
| Вид показателей | Коэффициенты |
| нормирования | взвешивания |
| Показатели ущерба здоровью людей  Показатели ущерба экосистемам  Показатели ущерба, наносимого природным минерально-сырьевым ресурсам | 0,0155  5130  5940 | 0,3  0,5  0,2 |

В табл. 11. приведены примеры расчета комплексных экоиндикаторов, характеризующих жизненный цикл некоторых промышленных продуктов и процессов.

Таблица 11. Примеры  расчета комплексных экоиндикаторов

(«Экоиндикатор 95», )

|  |  |
| --- | --- |
| Производственные процессы | Экоиндикаторы, усл.ед. |
| Производство металлов (на 1 кг)  Медь  Алюминий  Нержавеющая сталь  Сталь  Производство пластических материалов (на 1 кг)  Полиуретан  Поликарбонат  Полипропилен  Производство бумаги (на 1 кг)  Производство стекла (на 1 кг)  Производство электроэнергии и тепла  Электроэнергия низкого напряжения (на 1 кВт.ч)  Электроэнергия высокого напряжения (на 1 кВт.ч)  Тепловая энергия от сжигания нефти (на 1 МДж тепла)  Тепловая энергия от сжигания газа (на 1 МДж тепла)  Перевозка грузов (на 1 т.км)  Грузовики 28 тонн  Суда-контейнеровозы  Товарные поезда | 85  18  17  4,1  14  13  3,3  3,3  2,1  0,67  0,57  0,15  0,063  0,34  0,056  0,043 |

Значения экоиндикаторов выражены в некоторых условных единицах, которые позволяют сравнивать экологические риски, связанные с производством разных продуктов или с различны-ми видами производственной деятельности. Видно, например, что экоиндикатор производства меди в двадцать с лишним раз превышает экоиндикатор производства стали. Это обусловлено тем обилием выбросов вредных загрязнителей, которыми сопро-вождается выплавка меди. С другой стороны, как показывает табл. 11, некоторые пластические материалы также имеют высокие значения экоиндикаторов, что связано со значительными количествами потребляемой энергии и, следовательно, повышенным загрязнением среды обитания.

Другая группа экоиндикаторов, рассчитанных по методике «Экоиндикатор 99», включает в себя показатели ущерба здо-ровью людей, наносимого различными загрязнителями. Рассчи-тывались три величины: *фактор ущерба* (ФУ), *нормированный фактор ущерба*(НФУ) и *взвешенный фактор ущерба* (ВФУ). Нормированный фактор ущерба получался путем деления фак-тора ущерба на коэффициент нормирования (суммарный ущерб здоровью людей, равный 0,0155 ПКПЛ/год), а взвешенный фак-тор ущерба равнялся нормированному фактору, умноженному на коэффициент взвешивания (0,3). Значения всех трех факто-ров ущерба выражались в единицах ПКПЛ и относились к 1 кг вещества,  поступившего  в  один  из  трех  компонентов  среды обитания (воздух, вода и почва). В табл. 12 приведены по-казатели ущерба здоровью людей, вызываемого воздействием некоторых канцерогенных веществ.

Таблица 12. Показатели ущерба здоровью людей, вызываемого воздействием некоторых канцерогенных веществ («Экоиндикатор 99» )

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Вещества | Воздух | Вода | Почва |
|  | ФУ | НФУ | ВФУ | ФУ | НФУ | ВФУ | ФУ | НФУ | ВФУ |
| Бензо-(а)пирен  Диоксины  Мышьяк  Кадмий  Хром (VI)  Никель | 0,004  179  0,025  0,135  1,75  0,024 | 0,257  11500  1,59  8,71  113  1,52 | 0,077  3460  0,476  2,61  33,9  0,455 | 2,99  2020  0,066  0,071  0,343  0,031 | 193  1,3·105  4,24  4,59  22,1  2,01 | 57,9  3,9·104  1,27  1,38  6,64  0,602 | 0,002  7,06  0,013  0,004  0,271  0,004 | 0,133  455  0,851  0,257  17,5  0,254 | 0,04  137  0,255  0,077  52,5  0,076 |

Видно, что на первом месте по канцерогенному действию стоят диоксины, их факторы ущерба весьма значительны для всех компонентов среды обитания. Среди тяжелых металлов наи-большим канцерогенным эффектом обладает шестивалентный хром.

В табл. 13. даны показатели ущерба здоровью людей, вызываемого воздействием неорганических веществ на дыха-тельные пути. Эта таблица показывает, что из перечисленных веществ наибольшую опасность представляет тонкая фракция пыли, находящейся в воздухе. Среди кислотообразующих окис-лов наибольший вред дыхательным путям наносят NO и NO2.

Таблица 13. Показатели ущерба здоровью людей, вызываемого воздействием неорганических веществ на дыхательные пути )

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Вещества | ФУ | НФУ | ВФУ |
| Пыль, фракция 2,5 мкм  Пыль, фракция 10 мкм  NO  NO2  SO2  SO3  NH3  CO | 7,0·10-4  3,8·10-4  1,4·10-4  8,9·10-5  5,5·10-5  4,4·10-5  8,5·10-5  7,3·10-7 | 0,045  0,024  0,0088  0,0058  0,0035  0,0028  0,0055  4,7·10-5 | 0,0135  0,0073  0,0026  0,0017  0,0011  0,00085  0,00165  1,4·10-5 |

В табл. 14 представлены показатели ущерба, наносимого воздействием токсичных веществ воздуху, воде и почве.

Таблица 14. Показатели ущерба, наносимого воздействием токсичных веществ компонентам среды обитания («Экоиндикатор 99», )

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Вещества | Воздух | Вода | Почва |
| ФУ | НФУ | ВФУ | ФУ | НФУ | ВФУ | ФУ | НФУ | ВФУ |
| Бензо(а)пирен  Диоксины  Мышьяк  Никель  Хром  Цинк  Медь  Кадмий  Свинец  Ртуть | 142  1,3×105  592  7100  4130  2890  1460  9650  2540  829 | 0,028  25,7  0,115  1,38  0,805  0,563  0,285  1,88  0,495  0,162 | 0,014  12,9  0,058  0,692  0,403  0,282  0,142  0,941  0,248  0,081 | 36,8  1,9×105  11,4  143  68,7  16,3  147  480  7,39  197 | 0,007  36,5  0,0022  0,028  0,013  0,0032  0,285  0,29  0,0014  0,038 | 0,0036  18,2  0,0011  0,014  0,0067  0,0016  0,0142  0,047  7,2×10-4  0,019 | 7250  2,9×105  610  7320  4240  2980  1500  9940  12,9  1680 | 1,41  40,7  0,119  1,43  0,827  0,581  0,285  1,94  0,0025  0,32 | 0,707  20,4  0,059  0,713  0,413  0,290  0,146  0,969  0,0013  0,164 |

Как и в предыдущих случаях, рассчитывались три вида факторов: ФУ — фактор ущерба, НФУ — нормированный фактор ущерба и ВФУ — взвешенный фактор ущерба; значения всех факторов даны в единицах ДИВ×м2×год и рассчитаны на 1 кг  токсиканта,  поступившего  в  среду  обитания).  Данная таблица  показывает,  что  в  отношении  экологического  риска, вызываемого загрязнением воздуха, рассмотренные токсиканты образуют следующий ряд:

диоксины > Cd > Ni > Cr > Zn > Pb > Cu > Hg > As >  бензо(а)пирен.

При загрязнении воды те же вещества формируют несколько измененный ряд экологического риска:

диоксины > Cd > Hg > Cu > Ni > Cr > бензо(а)пирен > Zn > As > Pb.

При загрязнении почвы ряд экологического риска имеет сле-дующий вид:

диоксины > Cd > Ni > бензо(а)пирен > Cr > Zn > Hg > Cu > As > Pb.

У большинства рассматриваемых токсикантов значения ВФУ снижаются в последовательности: почва > воздух > вода, только у свинца порядок уменьшения величины ВФУ иной: воздух > почва > вода. В приведенной таблице роль хрома учитывается вне зависимости от его валентности. Видно, что среди тяжелых металлов первое место занимает кадмий