

# **Теоретические основы критериального ранжирования процессов природопользования.**

д.т.н., проф. В.Е. Лотош

В статье излагается концепция количественной экологической оценки проблем и технических решений природопользования, принципиально исключающая их субъективное ранжирование. В основе оценки лежат вводимые автором понятия энергетической, токсической и суммарной экологической опасностей, носящие критериальный характер. Они выражаются безразмерными числами, для расчета которых необходимы лишь технологические данные (количество, концентрация загрязнителей, энергетические затраты) и значения предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ. Соотнесение величин этих опасностей с экономическими показателями (текущие затраты, себестоимость, капитальные вложения и т.д.) позволяет провести строгое ранжирование процессов природопользования по их масштабу и эффективности.

## **Theoretical fundamentals of criterion ranging of nature use process**

By d.t.s, Prof. V.E. Lotosh

Abstract: The concept of quantitative ecological assessment which principally excludes subjective ranging of problems and technical solutions of nature use is considered. Ideas of energy, toxic and total ecological dangers are instituted by author. These criterion characteristics are based upon stretch numbers. Only technological data (like quantity or concentration of pollutants, energy expenses) and values of maximal allowable concentration of pollutants are necessary for calculations. Ratio of values of these dangers with economical indicators (routine expenses, manufacturing cost, capital data, etc) allows stringent ranging of nature use process by scale and efficiency.

Природопользование (как отрасль материального производства и наука) призвано решать и исследовать проблемы удовлетворения материальных потребностей человеческого общества, необходимые для его нормального воспроизводства и интеллектуально-духовного развития в течение неопределенно долгого времени на базе ограниченных природных ресурсов при сохранении качества окружающей среды [1]. Для удовлетворения этих потребностей ежегодно извлекается до 30 млрд тонн полезных ископаемых, перемещается 100-150 млрд тонн земных недр [2]. При последующей переработке значительная часть полезных ископаемых не входит в конечные товарные продукты, создавая проблемы складирования и захоронения отходов, очистки техногенных выбросов в атмосферу, сбросов загрязняющих веществ в водные бассей-

ны и т.п. Так, товарная медь, полученная из руд с обычным ее содержанием 1,0-1,5%, составляет порядка 0,1% от перемещенной для ее производства горной массы. В данном случае в тысячу раз большее количество материалов переходит в отвалы горно-обогатительных и металлургических предприятий, а также выбрасывается в атмосферу в виде сернистого ангидрида и других газов. При переработке золотосодержащих руд с концентрацией золота 5 г/т отходы производства превышают массу товарного продукта в несколько сотен тысяч или миллионы раз. Если учесть, что через определенный срок изделия (автомобили, станки, шины, печи и т.д.) отработывают свой ресурс или снимаются с хранения в связи с истечением его сроков, т.е. превращаются в отходы, то можно констатировать, что в своей материальной деятельности человечество не производит практически ничего, кроме текущих и будущих отходов, создавая хорошо известные экологические проблемы планетарного масштаба (парниковый эффект, разрушение озонового слоя, истощение природных ресурсов, сокращение числа видов флоры, фауны, загрязнение окружающей среды и т.п.)

При всегда ограниченных финансовых и технических возможностях развитое общество не может позволить себе решать экологические проблемы, не имея критериев их приоритетности, не ранжируя их по степени значимости. Очевидно, что в первую очередь силы и средства необходимо тратить на кардинальные экологические проблемы. Однако объективных критериев отнесения тех или иных проблем, мероприятий, технологий, оборудования к кардинальным, приоритетным практически не разработано. Преобладают, как правило, эмоциональные, субъективные суждения, часто облеченные в форму систем балльных оценок или метода интервью.

Действительно, количество баллов, присуждаемое экспертом той или иной проблеме и факторам влияния на нее, является сугубо детерминированным, целиком зависит от его пристрастий, желаний, тактических и стратегических интересов в обсуждаемых вопросах, взаимоотношений с властными структурами, множеством юридических, физических лиц и т.д. Диапазон балльной оценки может отличаться в любое число раз, поскольку одни эксперты посчитают какой-либо фактор несущественным, а другие – определяющим. Сам набор факторов влияния достаточно произволен и у различных экспертов может значительно различаться. Более того, система факторов влияния, уровень балльных оценок и у конкретного эксперта маловоспроизводимы. Это означает, что, рассмотрев какую-либо проблему через призму определенных

факторов и присудив каждому из них субъективно ощущаемое количество баллов, эксперт спустя некоторое время (дни-месяцы), в течение которого результаты данной оценки потускнеют в его памяти, при повторном анализе проблемы может прийти к другим ассортименту факторов влияния и величинам их балльной оценки. Таким образом, балльная система в принципе лишена такого фундаментального принципа как воспроизводимость измерений (оценок). При несоблюдении критерия воспроизводимости сумма баллов, присуждаемая экспертом, отражает лишь его психоэмоциональное восприятие в данное время той или иной проблемы и влияющих на нее факторов.

Насколько несовершенна система экспертных оценок для вынесения правильных решений по тем или иным проблемам, фактам, свидетельствует история человеческой цивилизации, когда экспертами по кардинальным вопросам ее развития выступали и специалисты, и все население. Их оценки, в том числе совпадающие, самых животрепещущих проблем дальнейшим ходом истории нередко опровергались как ложные. Такой, двухтысячелетней, всеобщей ложной экспертной оценкой, тем более опиравшейся на казалось бы непреложный повседневный опыт, являлась птолемеевская геоцентрическая система устройства Вселенной, согласно которой в ее центре находится Земля, а все остальные небесные тела, включая Солнце, вращаются вокруг нее. Понадобился гений Коперника и научный подход, зачастую вступающий в парадоксальное столкновение со здравым смыслом, прямо указывающим, что да, действительно, Солнце вращается вокруг Земли, чтобы прийти к мысли о гелиоцентрической системе устройства Вселенной, в которой Земля, оказывается, вращается вокруг Солнца. Большинство экспертов в лице всего населения и ученых просвещенных Западной Европы и Северной Америки, будучи паствой христианской церкви, и на пороге третьего тысячелетия нашей эры веруют в непорочное зачатие ее основателя, а появление первой женщины на Земле связывают с ее созданием из ребра Адама. Несостоявшимися обернулись средне- и долгосрочные прогнозы развития науки, техники, экономики, составленные самыми опытными и умелыми специалистами. Таковы незначительные возможности экспертных оценок как метода научного анализа.

Научный анализ начинается лишь тогда, когда возможно сравнение оцениваемого параметра с другим однородным с ним параметром, отражающим то же свойство материального мира, выражение полученного результата измерения именованны-

ми (в метрах, секундах, градусах и т.п.) или критериальными числами типа, например, критерия Рейнолдса. В таких случаях обеспечиваются воспроизводимость результатов измерения и оценка его погрешности, значения которой зависят лишь от количества определений и величины их случайного отклонения от истинного значения измеряемой величины [1]. Эти случайные отклонения, по определению, недетерминированы и носят вероятностный характер. В противоположность им, разброс балльных оценок детерминирован, субъективен (необъективен), поскольку, как отмечено выше, определяется личными взглядами, интересами и вкусами эксперта.

В этой связи вызывает сожаление квазинаучное развитие (невольное или лукавое) системы балльных оценок, что приводит к появлению работ типа [3]. Так, предметом последней является применение теории случайных ошибок и методов оценки случайных погрешностей в измерениях [4] к анализу субъективно детерминированных балльных оценок экспертов.

Изложенное обуславливает острую необходимость разработки научно состоятельных, объективных подходов к определению значимости экологических проблем и совершенства предлагаемых для их решения технических средств. Ниже излагается разработанная нами концепция количественной экологической оценки проблем и технических решений природопользования, принципиально исключающая их субъективное ранжирование.

В основе предлагаемой оценки лежат введенные нами фундаментальные понятия энергетической, токсической и суммарной экологической опасностей [5], носящие критериальный характер. Они выражаются безразмерными числами, для расчета которых необходимы лишь технологические данные (количество, концентрация загрязнителей, энергетические затраты на производства продукции), значения предельно допустимых концентратов (ПДК) загрязняющих веществ. Соотнесение величин этих опасностей с экономическими показателями (текущие затраты, себестоимость, капитальные вложения и т.д.) позволяет провести строгое, с учетом погрешности определения исходных данных для расчета, ранжирование процессов природопользования по их масштабу и эффективности.

Развиваемые в данной работе представления основываются на том, что экологические проблемы порождены, прежде всего, производственной и хозяйственной деятельностью человека: истощением природных ресурсов, нерациональным исполь-

зованием сырья и вторичных материалов, загрязнением природной среды промышленными, сельскохозяйственными и бытовыми отходами и т.д. В целом, проблемы экологии, прежде всего природопользования, на наш взгляд, обусловлены в основном двумя факторами:

- энергетическим воздействием человека на окружающую среду во всех его проявлениях;
- токсическим воздействием отходов.

В отношении первого фактора понимается, что все виды производственной деятельности сводятся к потреблению физических видов энергии (тепловой, механической, электрической и др.), расходуемых на добычу и переработку исходного сырья в потребительские товары и услуги. Это приводит к появлению энергетической составляющей экологической опасности (ЭО).

Энергетическая составляющая экологической опасности характеризует степень экономичности технологии в части расхода исходного сырья, материалов, затрат по переделу той или иной продукции, включая технологическую энергию. Уровень энергетического воздействия на окружающую среду в разных странах различен. Известно, например, что совокупность энергозатрат на единицу произведенной продукции в Японии в шесть раз, а в США и Западной Европе в два-три раза ниже, чем в нашей стране. Следовательно, во столько же раз меньшим является гипотетический объем отходов (зол, шлаков, пылей и т.п.) и материальных ресурсов.

Токсическое воздействие отходов определяется их вредностью и количеством. Эти два показателя характеризуют в совокупности токсическую составляющую экологической опасности (ТО) того или иного хранилища, свалки, предприятия, другого источника загрязнения.

Таким образом, общее влияние производственной деятельности человека на природную среду может быть охарактеризовано суммарной опасностью (СО), включающей в себя энергетическую и токсическую опасности.

В настоящее время известны частные подходы, в определенной степени затрагивающие проблему сравнительной оценки различных отходов с учетом их токсичности и массы. Например, используют понятие приведенной массы  $M_{вы}$

бросов, которая равна сумме физических масс  $i$ -тых компонентов, умноженных на показатель их относительной опасности  $A_i$  /6/:

$$M = \sum_{i=1}^n m_i A_i \quad (1)$$

В свою очередь, ориентировочно  $A_i = \frac{1}{ПДК_i}$ .

Относительная опасность  $A$  является достаточно грубым инструментом для оценки токсической опасности, поскольку не учитывает концентрацию вещества в выбросах. Вместе с тем очевидны два обстоятельства. Во-первых, любое вещество при концентрациях ниже ПДК нетоксично. Во-вторых, при содержании выше ПДК степень его токсичности нарастает с увеличением концентрации. Еще древние знали, что в зависимости от дозы все есть яд и все – лекарство. Классический пример: змеиный яд, в малых дозах лечащий, в больших – убивает.

Для подсчета энергетической опасности может быть использована методика расчета технологических топливных чисел (ТТЧ), разработанная В.Г.Лисиенко, С.Е.Рогозиным и Я.М.Шелоковым. Она основана на оценке для единицы продукции сквозных затрат энергии (в ТТЧ) за вычетом вторичных ресурсов на всех предшествующих и в данном переделе. ТТЧ измеряется в килограммах условного топлива (к.у.т.) /7/, за которое принимается углеродистое топливо с теплотой сгорания 29300 кДж/кг.

Таким образом, сквозные затраты энергии равны сумме энергетических затрат, вносимых входящими в данный передел материальными потоками, и энергетических нагрузок данного передела. Входящие потоки несут энергетические нагрузки, связанные с добычей, транспортировкой сырья, производством основных и вспомогательных материалов, топлива и электроэнергии, необходимых для данного передела.

Из определения ТТЧ следует, что если сквозные затраты энергии на всех предыдущих и в данном переделе, заканчивающемся выпуском товарной продукции, дополнить энергетическими затратами на последующую эксплуатацию или хранение изделия, его демонтаж после истечения сроков службы или хранения, утилизацию или захоронение «остатков», то получим величину энергетической опасности изделия в полном жизненном цикле.

Как известно, полный жизненный цикл продукта («от рождения до могилы») включает основные стадии и технологии, начиная от добычи сырья и заканчивая выпуском продукции, ее эксплуатацией, демонтажем, утилизацией остатков [8, 9]. Очевидно, что энергетические затраты на изделие в полном жизненном цикле являются суммой энергетических затрат на каждой из стадий этого цикла.

В энергетических нагрузках полного жизненного цикла изделия и каждой его стадии должны быть учтены их случайные элементы. Последние имеют вероятностный характер и вызваны авариями, утечками, разливами, другими промышленными катастрофами. Необходимо также учитывать энергетические нагрузки, связанные с ликвидацией ущерба от этих причин.

Таким образом, анализ жизненного цикла изделия является эффективным средством для сведения к минимуму воздействия конкретного производства на окружающую среду с точки зрения его энергетической опасности.

Технологические топливные числа – хороший инструмент для оценки энергетической опасности. Однако очевидна смысловая неэквивалентность приведенной массы и массы условного топлива. Они не равноценны и не могут быть суммированы с целью оценки суммарной опасности.

Для решения задачи суммирования токсической и энергетической опасностей необходимы их расчеты в адекватной по физическому смыслу системе единиц.

Нахождение способа оценки неоднородных, на первый взгляд, величин, какими являются токсическая (измеряемая приведенной массой загрязнителей) и энергетическая (выражаемая массой условного топлива) опасности, оказалось нетривиальной и центральной в обсуждаемой проблеме критериального ранжирования процессов природопользования научной задачей. Ее удалось решить, найдя для ТО и ЭО общую единицу измерения – 1 ПДК.

В этом случае для расчета токсической опасности загрязнителя получим выражения [10]:

$$TO_{ж.п} = \sum_{i=1}^n \left[ \left( \frac{C}{ПДК_{ж.п}} - 1 \right) m \right]_i \quad (2)$$

$$TO_{газ} = \sum_{i=1}^n \left[ \left( \frac{C}{ПДК_{с.с}} - 1 \right) V \right]_i \quad (3)$$

где:  $TO$  – безразмерная величина;

$C$  – концентрация  $i$ -того компонента в почве, жидкой или газовых фазах загрязнителя;

$ПДК_{ж,п}$  – предельно допустимая концентрация  $i$ -того компонента в почве или жидкой фазе;

$m$  – физическая масса загрязнителя в почве или жидкой фазе, единиц;

$ПДК_{с.с}$  – предельно допустимая среднесуточная концентрация  $i$ -того компонента в газовой фазе;

$V$  – объем газовой фазы загрязнителя.

Формула (2) предназначена для оценки токсической опасности жидких и твердых загрязнителей, а формула (3) – газообразных.

Формула (2) по физическому смыслу отражает количество ПДК сверх допустимого в массе  $m$  любой произвольной смеси твердых или жидких веществ. В круглых скобках этого уравнения дробь представляет безразмерное число, выражающее концентрацию  $i$ -того компонента в единицах ПДК. Вычитание из дроби единицы показывает, что концентрация компонента равная 1 ПДК нормативна и допустима. При  $C_i \leq ПДК$  все выражение (2) по  $i$ -тому компоненту превращается в ноль или становится отрицательным, что свидетельствует об отсутствии токсической опасности по данному компоненту. Отрицательные значения  $TO_i$  в расчетах не учитываются.

Для оценки токсической опасности газообразных загрязнителей в качестве безопасной концентрации принята  $ПДК_{с.с}$ . Поскольку произведение концентрации газа на его объем при неизменной температуре есть величина постоянная, для расчета можно принимать любые концентрации  $i$ -того компонента в соответствующем ему объеме газа. Из уравнения (3) следует, что по мере снижения концентрации газа (разбавления) его токсичность уменьшается (увеличивается относительный вклад единицы), и при концентрации компонента равной или ниже  $ПДК_{с.с}$  газ становится безвредным. Естественно, что в расчетах необходимо учитывать известные эффекты суммации вредных веществ, влияющие на величины ПДК индивидуальных соединений.

Назовем выражения в круглых скобках уравнений (2) и (3) удельной токсической опасностью ( $TO_y$ ). Таким образом, у д е л ь н а я т о к с и ч е с к а я о п а с н о с т ь – безразмерная величина равная количеству ПДК сверх допустимых в единице массы твердого, жидкого или газообразного технологического выброса.

Удельную токсическую опасность  $i$ -того компонента при его концентрации равной одному молю назовем мольной токсической опасностью ( $ТО_M$ ). Величины  $ТО_M$  могут быть использованы в качестве справочных. От них удобно переходить к удельным токсическим опасностям компонентов с произвольной концентрацией, особенно если последние выражены в мольных долях и молярных концентрациях.

Очевидно, что токсическую опасность продукта, как и энергетическую, можно рассчитать и в полном жизненном цикле, и для любой стадии и технологии этого цикла. При этом необходимо учитывать токсическую опасность, вызванную ранее перечисленными случайными элементами, а также  $ТО$ , связанную с ликвидацией ущерба от этих причин.

Для перевода ТТЧ в эквивалентное количество ПДК в данной работе привлечен процесс сгорания условного (углеродистого, по определению) топлива до диоксида углерода. Это имеет место в подавляющем большинстве случаев сжигания топлива в наиболее крупнотоннажных производственных процессах (металлургической, цементной, топливной промышленности, на тепловых электростанциях и др). Значительное количество продуктов сгорания топлива в виде оксида углерода, выбрасываемое автотранспортом, в постиндустриальных странах Западной Европы и Северной Америки быстро снижается по мере внедрения каталитических и иных методов дожигания  $CO$  до  $CO_2$  [11].

Обсуждаемый процесс сгорания выражается реакцией  $C+O_2=CO_2$ , по которой, в соответствии с атомными и молекулярными массами участвующих в них веществ, один моль углерода (12 г) образует один моль (44 г) диоксида углерода. Так как моль газообразного вещества в стандартных условиях (температура  $0^\circ C$ , давление 1 атм) занимает объем равный 22,4 л [12], то при сгорании одного килограмма условного топлива с коэффициентом избытка кислорода равным единице образуется  $1,87 \text{ м}^3$   $CO_2$  с концентрацией 1,964 г/л ( $1,965 \cdot 10^6 \text{ мг/м}^3$ ). Приняв для  $CO_2$ , из-за отсутствия отечественных нормативов, ПДК по стандарту США ( $9000 \text{ мг/м}^3$ ), расчетом по формуле (3) найдем, что  $1,87 \text{ м}^3$  диоксида углерода с концентрацией  $1,964 \cdot 10^6 \text{ мг/л}$  создает токсическую опасность в 406 ПДК. Несколько меньшую величину  $ТО$  получим при реальном коэффициенте избытка кислорода или воздуха (1,05-1,1), имеющем ме-

сто при сжигании. Так, при коэффициенте избытка воздуха равном 1,05 токсическая опасность составляет 398,25. В пределах точности не ниже, чем погрешности определения данных, входящих в формулы (2) и (3), можно, независимо от условий сжигания до  $CO_2$ , принять ТО одного килограмма условного топлива равной 400. Следовательно, при выбросах  $m'_i$  и  $V'_i$  на единицу продукции имеем безразмерные величины, выражаемые формулами (4)-(6):

$$ЭО = 400 \text{ ТТЧ} \quad (4)$$

$$CO_{ж.п} = 400 \text{ ТТЧ} + \sum_{i=1}^n \left[ \left( \frac{C}{ПДК_{ж.п}} - 1 \right) m'_i \right] \quad (5)$$

$$CO_{газ} = 400 \text{ ТТЧ} + \sum_{i=1}^n \left[ \left( \frac{C}{ПДК_{с.с}} - 1 \right) V'_i \right] \quad (6)$$

Очевидно, что значения  $C$  и ПДК в формулах (5) и (6) должны быть выражены в одинаковых единицах.

Суммарная опасность, как и энергетическая, и токсическая, может быть рассчитана для каждой стадии и технологии производства товарного продукта, а также для его полного жизненного цикла, с учетом случайных элементов.

По аналогии с удельной токсической опасностью введем понятия удельной энергетической и удельной суммарной опасности.

Удельная энергетическая опасность  $ЭО_y$  – безразмерная величина, пропорциональная ТТЧ, которая численно равна количеству ПДК, образующихся при производстве единицы товарной продукции. Определяется по выражению (4).

Удельная суммарная опасность – безразмерная величина, численно равная количеству ПДК, образующихся при производстве единицы товарной продукции и сопутствующих ей технологических выбросов. Определяется по формулам (5) и (6).

Аналогичным образом могут быть введены понятия удельной энергетической и удельной суммарной опасности единицы товарной продукции в полном жизненном цикле.

Из формул (2)-(6) следует, что для расчета токсической, энергетической и суммарной опасностей, помимо справочных данных для ПДК  $i$ -тых компонентов, требуются лишь их концентрации в загрязнителях, масса загрязнителей (для жидких фаз и почвы) или их объемы (для газообразного состояния). Поскольку эти данные определяются экспериментально и воспроизводимы, то ТО, ЭО и СО также являются экспериментальными и воспроизводимыми. Естественно, что, как любые экспериментальные данные, они имеют погрешность измерения, которая рассчитывается известными методами. Тем самым исключается субъективизм, присущий системам балльных оценок. Данные, необходимые для расчета ТО, СО, ЭО как на отдельных стадиях, так и в полном жизненном цикле конкретного процесса природопользования, обычно известны на отраслевом уровне и в значительной степени отражаются статистической отчетностью предприятий. В частности, отчетные данные по объему  $V$  газообразных и жидких загрязнителей и физическая масса  $m$   $i$ -тых компонентов в них связаны с концентрацией  $C$  компонентов очевидным соотношением

$$V = \frac{m}{C} \quad (7)$$

При наличии данных только по физической массе  $i$ -того компонента в объеме газовой фазы загрязнителя формула (3) принимает вид

$$TO_{газ} = \sum_{i=1}^n \left( \frac{m}{ПДК_{с.с}} - 22,4 \frac{m}{\mu} \right)_i, \quad (8)$$

где  $m$  – физическая масса  $i$ -того компонента в газовой фазе загрязнителя;

$\mu$  – молекулярная масса  $i$ -того компонента;

22,4 – объем моля газообразного вещества в стандартных условиях, л.

Можно использовать и другие данные по загрязнителям и их компонентам, позволяющие переходить к расчетам по выражениям, адекватным по смыслу формулам (2)-(6).

Таким образом, формулы (2)-(6) и адекватные им являются объективным инструментом сравнения различных процессов природопользования, позволяя оценить их технический уровень (ЭО), экологичность (ТО), получить для них интегрированную технико-экологическую характеристику (СО) при стандартном состоянии окружающей среды. За стандартное в данной работе принято такое состояние окружающей среды, при котором фоновая концентрация  $i$ -тых компонентов в почве, водной или

газовых средах равна нулю. При фоновых концентрациях  $i$ -тых компонентов, отличающихся от нуля, ТО и СО процессов возрастают, т.к. дроби в круглых скобках формул (2), (3), (5), (6) и адекватных им превращаются в выражения вида  $C_i / (ПДК_i - C_{i,ф})$ , где  $C_{i,ф}$  – фоновая концентрация  $i$ -того компонента в загрязнителе. При  $C_{i,ф} \rightarrow ПДК_i$  токсические и суммарные опасности источника по  $i$ -тым загрязнителям стремятся к бесконечно большой величине, а при  $C_{i,ф} > ПДК_i$  сама окружающая среда превращается в источник токсической, энергетической и суммарной экологической опасностей.

Имея инструменты оценки энергетической, токсической и суммарной опасностей, можно сформулировать основные принципы ранжирования технологических проблем природопользования. Они заключаются в том, чтобы:

- считать приоритетными экологические проблемы, энергетическая, токсическая или суммарная экологическая опасности которых являются наиболее высокими;
- создавать новые технологии, удельные энергетические, токсические и суммарные опасности которых не превышают мирового уровня;
- при замене или совершенствовании действующих технологий приоритетными считать только те предложения, которые обеспечивают существенное снижение удельной энергетической опасности (для нашей страны в среднем в 2-3 раза);
- не внедрять технологических решений и мероприятий, если они ведут к увеличению токсической опасности;
- при выборе технологий утилизации, обезвреживания или захоронения отходов приоритетными считать решения, позволяющие на абсолютную наибольшую величину снизить степень токсической опасности.

Изложенная применительно к химическим токсическим веществам концепция, формулы (2)-(6) и аналогичные идентично применимы для оценки и ранжирования физических факторов воздействия (механических, излучений и др.). В этом случае эквивалентом ПДК выступают предельно допустимые уровни физического воздействия, а эквивалентом концентраций химических веществ – интенсивность воздействия тех или иных физических факторов.

Эта же концепция может быть использована для экологического картирования атмосферы, гидро- и литосферы.

Окончательное ранжирование, т.е. выстраивание в ряд по степени важности, значительности технологий, процессов, стадий природопользования, наряду с анализом данных по ЭО, ТО, СО, обязательно должно учитывать затраты, обусловившие достигнутый уровень этих опасностей.

Технический уровень технологии целиком определяется величиной ЭО и тем выше, чем она меньше. Поскольку ЭО, в соответствии с формулой (4), пропорциональна ТТЧ, выражаемым в к.у.т на единицу продукции, а стоимость к.у.т в масштабах страны, региона, предприятия и т.д. в принципе известна, то, по существу, ЭО выражает затраты в денежной форме на создание и функционирование процесса природопользования. Поэтому все изменения ЭО непосредственно отразятся на величине затрат. При конкурирующих методах производства с одинаковыми ТО преимущества имеют методы с меньшей величиной ЭО. В рамках одного метода при равных ТО предпочтение должно быть отдано решениям, снижающим ЭО на большую величину и, таким образом, дающим максимальное снижение затрат.

По аналогии с чистым экономическим эффектом природоохранных мероприятий [6] определим изменение  $\Delta ЭО$  энергетической опасности процесса как ч и с - т ы й э н е р г е т и ч е с к и й э ф ф е к т. Выбор наилучшего варианта по чистому энергетическому эффекту  $\mathcal{E}_э$  осуществляется следующим образом:

$$\Delta ЭО = \mathcal{E}_э = ЭО_i - ЭО_j \rightarrow \max, \quad (9)$$

где  $i, j$  – задаваемые варианты сравнения.

Сравниваемые варианты могут анализироваться как на отдельных стадиях природопользования, так и по все совокупности стадий этого процесса.

Степень непосредственного загрязнения окружающей среды выбросами, сбросами, отходами процессов природопользования при равных ЭО определяется величиной ТО и ниже при равных значениях последней. Она может быть элиминирована в результате проведения средозащитных мероприятий (внедрение систем пыле- и газулавливания, очистки сточных вод, утилизации отходов и т.п.) По аналогии с формулой (9) определим разницу  $\Delta ТО$  задаваемых вариантов сравнения как ч и с т ы й т о к с и к о л о г и ч е с к и й э ф ф е к т  $\mathcal{E}_т$ . Соответственно с токсикологической точки зрения наилучший вариант равен

$$\Delta ТО = \mathcal{E}_т = ТО_i - ТО_j \rightarrow \max \quad (10)$$

Соотнесение чистого токсикологического эффекта с затратами на его достижение приводит к показателям токсикологической эффективности, отнесенной на единицу затрат. По аналогии с понятиями общей (абсолютной) экономической эффективности средозащитных затрат и общей (абсолютной) экономической эффективности капитальных вложений в средозащитные мероприятия [6] в данной работе вводятся понятия абсолютной токсикологической эффективности  $\mathcal{E}_{ТСЗ}$  средозащитных затрат и абсолютной токсикологической эффективности капитальных вложений  $\mathcal{E}_{ТКВ}$  в средозащитные мероприятия:

$$\mathcal{E}_{ТСЗ} = \sum_{i=1}^n \frac{\mathcal{E}_T}{C' + E_H K}, \quad (11)$$

$$\mathcal{E}_{ТКВ} = \sum_{i=1}^n \frac{\mathcal{E}_T}{K}, \quad (12)$$

здесь  $\mathcal{E}_{ТСЗ}$  – величина токсической опасности, ликвидируемой на единицу приведенных затрат, единиц/руб;

$\mathcal{E}_{ТКВ}$  – величина токсической опасности, ликвидируемой на единицу капитальных затрат, единиц/руб;

$C'$  – эксплуатационные (текущие) затраты в средозащитные мероприятия на анализируемой стадии или во всем процессе природопользования (за вычетом прироста дохода от улучшения производственных результатов), вызвавшие  $\mathcal{E}_{ТСЗ}$ , руб;

$E_H$  – нормативный коэффициент экономической эффективности капитальных вложений, в среднем для народного хозяйства России равный 0,12;

$C' + E_H K$  – приведенные затраты  $Z$  в средозащитные мероприятия;

$K$  – капитальные вложения в средозащитные мероприятия на анализируемой стадии или во всем процессе природопользования, обусловившие  $\mathcal{E}_{ТКВ}$ .

Ранжируемые по  $\mathcal{E}_{ТСЗ}$  процессы и отдельные стадии природопользования по степени снижения эффективности выстраиваются в ряд

$$\mathcal{E}_{ТСЗ_1} > \mathcal{E}_{ТСЗ_2} \dots > \mathcal{E}_{ТСЗ_n}, \quad (13)$$

где  $n$  – конечный член ранжируемого ряда.

Аналогичным образом ведется ранжирование по величине  $\mathcal{E}_{ТКВ}$ :

$$\mathcal{E}_{ТКВ_1} > \mathcal{E}_{ТКВ_2} \dots > \mathcal{E}_{ТКВ_n} \quad (14)$$

Естественно, что реализация процесса, отдельных стадий и мероприятий природопользования в первую очередь должна начинаться с тех из них, которые имеют наибольшие значения  $\mathcal{E}_{ТСЗ}$  и  $\mathcal{E}_{ТКВ}$ . При наличии определенных сумм (приведенных или капитальных затрат) на финансирование средозащитных мероприятий по снижению токсической опасности условие наиболее эффективного использования средств вытекает из соотношений (15) и (16):

$$Z_{ТСЗ_1} + Z_{ТСЗ_2} + \dots + Z_{ТСЗ_i} \leq Z_{общ}, \quad (15)$$

$$K_{ТСЗ_1} + K_{ТСЗ_2} + \dots + K_{ТСЗ_i} \leq K_{общ}, \quad (16)$$

где  $Z_{общ}$  и  $K_{общ}$  – запланированные приведенные и капитальные затраты на все средозащитные мероприятия;  $i$  – индекс максимально возможного члена ранжируемого ряда, еще обеспечивающий выполнение соотношений (15) и (16).

Аналогично выражениям (9)-(16) вводятся понятия чистого суммарного экологического эффекта  $\mathcal{E}_C$ , абсолютной суммарной экологической эффективности  $\mathcal{E}_{ССЗ}$  средозащитных затрат, абсолютной суммарной экологической эффективности капитальных вложений  $\mathcal{E}_{СКВ}$  в средозащитные мероприятия, ряды ранжирования по  $\mathcal{E}_{ССЗ}$ ,  $\mathcal{E}_{СКВ}$  и оптимального использования средств, выделенных на снижение суммарной опасности.

$$\Delta CO = \mathcal{E}_C = CO_i - CO_j \longrightarrow \max \quad (17)$$

$$\mathcal{E}_{ССЗ} = \sum_{i=1}^n \frac{\mathcal{E}_C}{C' + E_H K} \quad (18)$$

$$\mathcal{E}_{СКВ} = \sum_{i=1}^n \frac{\mathcal{E}_C}{K} \quad (19)$$

$$\mathcal{E}_{ССЗ_1} > \mathcal{E}_{ССЗ_2} \dots > \mathcal{E}_{ССЗ_n}, \quad (20)$$

$$\mathcal{E}_{СКВ_1} > \mathcal{E}_{СКВ_2} \dots > \mathcal{E}_{СКВ_n}, \quad (21)$$

$$Z_{ССЗ_1} + Z_{ССЗ_2} + \dots + Z_{ССЗ_i} \leq Z_{ТСЗ_{общ}}, \quad (22)$$

$$K_{СКВ_1} + K_{СКВ_2} + \dots + K_{СКВ_i} \leq K_{СКВ_{общ}}, \quad (23)$$

Из изложенного следует, что критериальное ранжирование процессов природопользования не только исключает субъективизм в оценке степени их важности, обеспечивает отбор наиболее значительных источников техногенного воздействия на

окружающую среду и человеческое сообщество, но и стимулирует выбор наиболее экономически эффективных методов снижения этого воздействия. Действительно, в соответствии с выражениями (9)-(14), (18)-(21), преимущество получают процессы с максимальными значениями  $\mathcal{E}_\mathcal{A}$ ,  $\mathcal{E}_{\text{ТСЗ}}$ ,  $\mathcal{E}_{\text{ТКВ}}$ ,  $\mathcal{E}_{\text{ССЗ}}$ ,  $\mathcal{E}_{\text{СКВ}}$ , т.е. с наименьшей энергетической экологической опасностью или с наибольшим отношением снижения токсической и суммарной экологической опасностей к вызвавшим это снижение затратам.

Выполненные нами расчеты показали, что при использовании критериального ранжирования затраты на природоохранные мероприятия обычно можно снизить в 2-6 раз по сравнению с планируемыми, при чистом токсикологическом эффекте на уровне 80-90% от ожидаемого. Так, расчеты по одному из металлургических предприятий Урала выявили, что из 12 внедренных в 1995-1996 гг. мероприятий эффективны только 3-4. Они обеспечили 86,4% достигнутого по всем мероприятиям чистого токсикологического эффекта при их стоимости 30 млн руб. Сумма затрат на остальные мероприятия составила 150 млн руб, обусловив лишь 13,6% чистого токсикологического эффекта (более подробная демонстрация расчетной части критериального ранжирования является предметом последующих сообщений).

Вместе с тем критериальное ранжирование располагает реальным механизмом противодействия попыткам зависить на стадии конкурсного отбора показатели экологической эффективности процессов, предъявляемые природопользователями держателям финансовых и других средств. В частности, все превышение планируемых показателей  $\mathcal{E}_\mathcal{A}$ ,  $\mathcal{E}_{\text{ТСЗ}}$ ,  $\mathcal{E}_{\text{ТКВ}}$ ,  $\mathcal{E}_{\text{ССЗ}}$ ,  $\mathcal{E}_{\text{СКВ}}$  в сравнении с реально при освоении достигнутыми можно рассматривать, как сверхлимитное с соответствующей оплатой их по повышенным ставкам на выбросы и сбросы, на размещение отходов, за условное топливо и т.д.

30.03.1999

Лотош Валерий Ефимович, докт. техн. наук, профессор

## Библиография

1. Лотош В.Е. Природопользование (методологические основы). – Екатеринбург, Уральский государственный экономический университет, 1996. – 115 с.
2. Сидельникова Л.И., Цветкова М.Р. Концептуальные подходы к решению проблем промышленной экологии (зарубежный опыт). – Экология промышленного производства, 1994. – №4. – с. 3-6.
3. Таблицы для определения доверительных интервалов сумм балльных оценок. /В.А. Капцов, Т.С. Тихова, О.В. Лысова и др. //Гигиена и санитария, 1997. – №4. – с. 54-57.
4. Основы научных исследований /В.И. Крутов, И.М. Грушко, В.В. Попов и др. – М.:Высшая школа, 1989. – 400 с.
5. Лотош В.Е. О количественной концепции первоочередности и механизме решения проблем промышленной экологии. // Региональные проблемы природопользования, Екатеринбург, Уральский государственный экономический университет, 1997, с. 1997, с. 27-31.
6. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиненного народному хозяйству загрязнением окружающей среды. – М.: Экономика, 1986.
7. Лисиенко В.Г., Розин С.Е., Шелоков Я.М. Методика расчета и использования технологических топливных чисел. Изв. вузов. Черная металлургия, 1987. – №2. – с. 108-112.
8. Харлампович Г.Д., Васева Т.В. Эколого-экономический анализ в полном жизненном цикле. – Химическая промышленность, 1997. – №5. – с. 42-47.
9. Renner R. //Environmental and Technology, 1991. – 30. – №1. – p. 17A.
10. Экономика природопользования (сборник типовых задач) /Я.Я. Яндыганов, В.Е. Лотош, М.В. Федоров и др. – Екатеринбург: Уральский государственный экономический университет, 1994, 1996.
11. Ferris B., Wielderker P. Technical options for reducing motor vehicle emission. – Chem and Ind, 1995. – №15. – p. 597-600.
12. Лотош В.Е. Технология основных производств в природопользовании. – Екатеринбург, Уральский государственный экономический университет, 1997.