

Из книги: Шуйский В.Ф., Максимова Т.В., Петров Д.С. Изоболоческий метод оценки и нормирования многофакторных антропогенных воздействий на пресноводные экосистемы по состоянию макрозообентоса – СПб.: МАНЭБ, 2004 – 304 с.

## Глава 1. ПРОБЛЕМА КОЛИЧЕСТВЕННОЙ ОЦЕНКИ МНОГОФАКТОРНЫХ АНТРОПОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ПРЕСНОВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

.....

### 1.1. Оценка состояния и антропогенных изменений экосистем по абиотическим параметрам

Этот подход к оценке многокомпонентной нагрузки на окружающую среду является наиболее традиционным и широко распространенным. Значения конкретных абиотических факторов имеют ясное количественное выражение, а результаты их сравнения с установленными нормативными (предельно допустимыми) значениями просты и наглядны.

До сих пор узаконенной основой оценки и нормирования воздействий на окружающую природную среду является система ПДК, обоснованно критикуемая большинством экологов. Непригодность ПДК для изучения состояния природных экосистем (в частности, водных) обусловлена следующими основными причинами.

– **Игнорирование косвенных последствий воздействия на экосистемы и человека.** Прежде всего, принятая система нормирования загрязнения природной среды предназначена, преимущественно, для защиты человека, причем только от непосредственных токсических воздействий. Возможные изменения биоты, неизбежно ведущие к ухудшению качества абиотической среды, практически не учитываются. Однако многие биологические виды гораздо чувствительнее к различным воздействиям, чем человек. Существенные изменения состава и количественных характеристик биоты начинаются при сравнительно небольшом загрязнении природной среды, вполне допустимом санитарно-гигиеническими нормативами. Такие изменения биоты уже нарушают её средорегулирующую функцию, что постепенно приводит к значительным, часто – катастрофическим для человека вторичным изменениям абиотической среды.

Казалось бы, исключения представляют собой ПДК для водоемов рыбохозяйственного использования, призванные предохранить от вредных воздействий не только человека, но и водную биоту. Но и в этом случае основное внимание уделяется предотвращению интоксикации гидробионтов, а прочие опасные изменения абиотической среды не регламентируются. Например, ПДК фосфора для водоемов рыбохозяйственного использования составляет 0.2 мг/л. Действительно, в такой концентрации фосфор не токсичен ни для гидробионтов, ни для человека. Но для инициации эвтрофирования некоторых водоемов достаточно и гораздо меньшей исходной концентрации фосфора – около 0.01– 0.05 мг/л (Алексеева, 1984; Тершин, 1984; Цветкова и др., 1999). По мере развития эвтрофирования качество воды закономерно ухудшается, а водная экосистема деградирует.

– **Ненадежность оценки состояния природных экосистем по результатам лабораторных экспериментов.** Нормативы загрязнения *природных* сред устанавливаются в *лабораторных* условиях. При этом эксперименты проводятся на организмах (тест-объектах) всего лишь нескольких видов, и для каждого из них учитывается сравнительно небольшое количество показателей (тест-характеристик). Далеко не все стандартные тест-объекты высоко чувствительны к воздействиям, иначе их было бы слишком затруднительно культивировать в искусственных условиях. Кроме того, учитываемые обычно тест-характеристики не всегда показательны при изучении специфических воздействий. Соответственно, ранние патологические изменения опытных организмов часто остаются неучтенными. Все это часто приводит к существенному завышению значений ПДК, получаемых в экспериментах.

– **Недостаточная продолжительность биотестирования.** Проведение хронических экспериментов по установлению ПДК весьма трудоемко, что ограничивает их продолжительность. Особенно затруднено выявление наследуемых патологических изменений, требующее наиболее длительных наблюдений.

– **Субъективность результатов нормирования.** Результаты установления ПДК во многом зависят от особенностей примененной для этого методики. В токсикологии известно множество примеров, когда совершенствование методов исследования выявляло скрытые ранее биологические эффекты изучаемого вещества и вынуждало существенно уменьшить принятый для него ранее норматив. Например, ПДК бензола в воздухе производственных помещений в СССР пересматривалась в XX веке четырежды и в итоге была снижена в 40 раз (с 200 до 5 мг/м<sup>3</sup>). Практика показывает также, что из конъюнктурных соображений действующая ПДК поллютанта может быть и произвольно увеличена. Например, в 1990 году ПДК для диоксинов в воде водоемов хозяйственно-питьевого использования в СССР была необоснованно повышена с 0.073 до 20 пг/л, т.е. на два порядка. Существенно различаются и нормативы содержания в воде вредных веществ, принятые в разных странах. Так, указанный отечественный норматив содержания диоксинов в питьевой воде на целых четыре порядка превышает американский и немецкий (0.013 и 0.01 пг/л, соответственно). В то же время, для некоторых поллютантов российские ПДК существенно (на один–два порядка) ниже зарубежных.

– **Недоучет особенностей конкретных экосистем.** Значения ПДК для подавляющего большинства веществ устанавливаются как величина абсолютная, не учитывающая их фоновое содержание и естественной динамики в природных водоемах и водотоках. Но вариабельность химического состава природных вод очень велика. Так, естественное содержание некоторых металлов в воде различных водоемов варьирует на 3–4 порядка (Фрумин, 2000). Значительную роль играет и так называемая "экологическая ёмкость" конкретной экосистемы, интенсивность ассимиляции ею данного поллютанта. Способность различных водных экосистем к самоочищению широко варьирует в зависимости от очень многих обстоятельств. Биологическое действие поллютантов определяется также особенностями их поступления в водоем, спецификой миграции, распределения, аккумуляции и трансформации загрязняющих веществ в различных средах, наличием в водоеме их природных аналогов и другими факторами, не учитываемыми при принятой системе санитарно-гигиенического нормирования.

Таким образом, даже строгое соблюдение действующих нормативов ПДК не гарантирует сохранения природных экосистем и окружающей человека абиотической среды.

– **Несоответствие количества нормируемых антропогенных факторов их реальному многообразию.** Современные антропогенные воздействия характеризуются исключительным разнообразием сочетающихся факторов различной природы (химической, физической, биологической). Наряду с искусственными факторами (действие которых опосредуется агентами искусственного происхождения, не имеющими природных аналогов), на биоту влияют также антропогенные изменения значений естественных факторов. Однако санитарно-гигиеническое нормирование ориентировано, в основном, на регламентацию содержания в воде различных химических веществ. При этом ПДК или ОБУВ установлены лишь для малой части поллютантов водной среды. Количество наименований веществ, поступающих в водоемы, в настоящее время исчисляется миллионами (Зайцева, Ковалев, Шувалова, 1994; Фрумин, 2000). Количество веществ, на которые установлены ПДК или ОБУВ для водоемов различного типа хозяйственного использования, меньше на три порядка. Более того, темпы синтеза и поступления в окружающую среду новых химических соединений намного опережают темпы их санитарно-гигиенического нормирования, поэтому доля неизученных поллютантов водной среды продолжает закономерно увеличиваться. Это также затрудняет экологическую интерпретацию результатов анализа содержания поллютантов в природных средах. Таким образом, оценка состояния водной среды по одним лишь

абиотическим показателям (тем более – на основе действующих санитарно-гигиенических нормативов) связана с высокой вероятностью недоучета некоторых важных факторов, лимитирующих биоту.

– **Недостаточный и принципиально неверный учет взаимодействия экологических факторов.** Оценка многофакторных воздействий на любую биосистему (и на гидроэкосистему, в частности) представляет собой серьезную проблему. Известными путями её решения являются:

- 1) использование аддитивной модели взаимодействия факторов;
- 2) использование мультипликативной модели взаимодействия факторов;
- 3) графический анализ изобол.

#### **Использование аддитивной модели взаимодействия факторов**

При санитарно-гигиеническом нормировании взаимодействие большинства факторов вообще не принимается во внимание. Формально учитывается лишь взаимодействие между некоторыми химическими соединениями, биологическое действие которых считается более или менее сходным. При этом принимается, что совместное воздействие таких веществ на организм всегда *аддитивно*, т.е. их биологический эффект суммируется. В частности, при оценке загрязнения атмосферы (ОНД-86) некоторые вещества объединяют в так называемые "группы суммации" (хотя правильнее было бы – "группы суммирования"). При оценке загрязнения вод аддитивным считается совместное воздействие на организм всех веществ с одинаковым "лимитирующим признаком вредности" (ЛПВ) (Методические указания по разработке нормативов ПДС..., 1999). При этом все вещества, для которых лимитирующим является признак "токсикологический", рассматриваются совокупно. Соответственно, любые токсические эффекты принимаются аддитивными, независимо от точки приложения, особенностей метаболизма конкретного токсиканта и его реального взаимодействия с другими ядовитыми компонентами данной смеси.

Для оценки токсичности смеси веществ, действие которых считается сходным и, следовательно, принимается строго аддитивным, полагается суммировать реализованные доли ПДК каждого из компонентов:

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ПДК_i}, \quad (1)$$

где  $n$  – количество веществ из "группы суммирования" в изучаемой смеси,  $C_i$  и  $ПДК_i$  – концентрация и ПДК  $i$ -го ингредиента смеси, соответственно.

Значение аддитивного показателя (1) выражает кратность превышения предельно допустимой концентрации смеси данных веществ в изучаемой среде. Как известно, для одного фактора основным нормативом является его максимальное значение, не вызывающее патологических изменений организма, т.е. так называемый предельно допустимый уровень (ПДУ) действия данного фактора. Так, для вещества основной токсикометрической характеристикой является его предельно допустимая концентрация (ПДК). Таким образом, ПДУ фактора (в частности, ПДК вещества) соответствует предельно допустимой нагрузке, которую способен вынести организм в пределах своих нормальных адаптивных возможностей при действии данного фактора в отсутствие прочих негативных воздействий. Аналогично, для нескольких ( $n$ ) взаимодействующих факторов предельно допустимыми следует считать все те сочетания их значений, при которых нагрузка на организм оказывается предельно допустимой.

Совокупность всех сочетаний значений взаимодействующих факторов, при которых биосистема испытывает одинаковый уровень воздействия, принято называть "**изоболой**" (от гр. "ισος" – равное и "βολος" – изменение; Власов, 1994). В частности, предельно допустимый уровень действия группы факторов определяется их изоболой,

соответствующей предельно допустимой нагрузке на организм. Если речь идет о смеси нескольких веществ, действительно взаимодействующих строго *аддитивно*, то изобола, определяющая предельно допустимые сочетания компонентов смеси, описывается уравнением:

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ПДК_i} = 1 \quad (2)$$

В простейшем случае, для двух аддитивно взаимодействующих веществ, график этой изоболы представляет собой отрезок прямой (рис. 1).

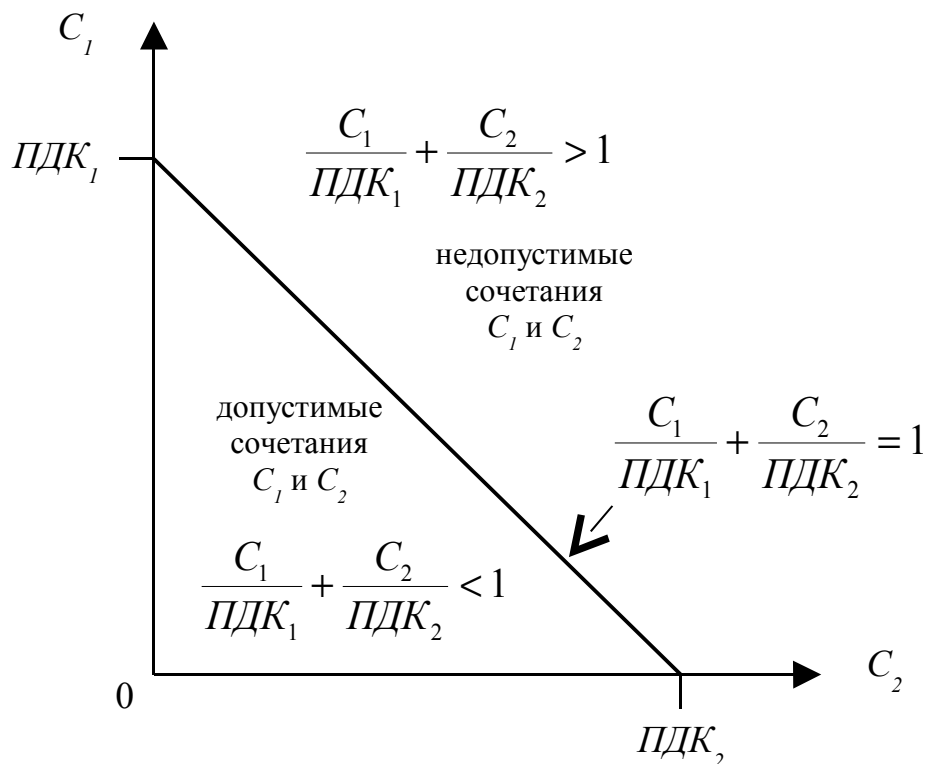


Рис. 1. График изоболы предельно допустимых сочетаний концентрации двух аддитивно взаимодействующих веществ (уравнение 2).

Соответственно, норматив концентрации ингредиентов смеси аддитивно взаимодействующих компонентов определяется неравенством:

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ПДК_i} \leq 1 \quad (3)$$

Принятая система нормирования загрязненности окружающей среды допускает, что практически любое взаимодействие компонентов токсичной смеси, которым нельзя пренебречь, может быть с приемлемой точностью описано аддитивной моделью (исключение составляют лишь несколько пар соединений, за которыми признается потенцирование – взаимодействие более сильное, чем по аддитивной модели). Концентрации прочих химических соединений, не входящих в группы суммирования (а

также всех остальных экологических факторов), принято сравнивать с их предельно допустимыми концентрациями (уровнями) по отдельности, без учета взаимодействия.

Однако реальные воздействия на природные экосистемы создаются целым комплексом естественных и антропогенных факторов физической, химической и биологической природы, сложно взаимодействующих между собою. Часто именно эффект взаимодействия факторов и определяет уровень их результирующей нагрузки на биологические объекты. Ситуации, в которых хотя бы некоторые из сочетающихся факторов не проявляют заметного взаимного влияния, крайне редки. Даже токсиканты с совершенно разными точками приложения, рецепторами и метаболизмом часто действуют на организм совместно несколько иначе, чем каждый из них в отдельности (Толоконцев, Филов, 1976). Строго аддитивное взаимодействие факторов также встречается нечасто. Так, часто даже те вещества, которые традиционно объединяются в общую группу суммирования, на самом деле взаимодействуют между собою неаддитивно (Кустов, Тиунов, Васильев, 1975; Толоконцев, Филов, 1976; и др.). Иллюстрацией основных форм межфакторного взаимодействия могут служить графики изобол для двух гипотетических веществ, приведённые на рисунке 2.

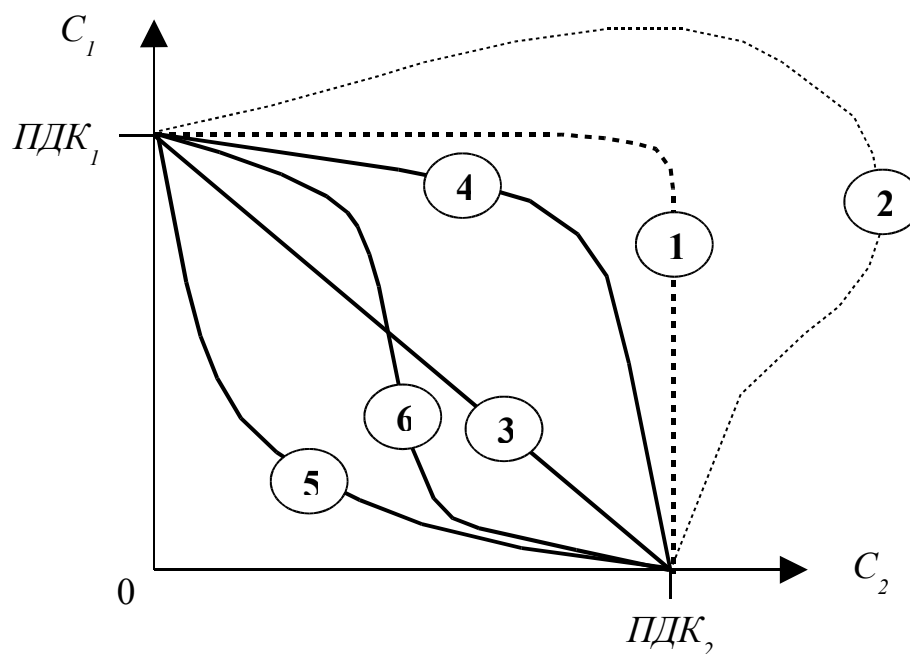


Рис. 2. Графики изобол предельно допустимых сочетаний концентрации двух гипотетических веществ:

1. почти не взаимодействующих между собою;
2. взаимодействующих антагонистически;
- 3–6. взаимодействующих синергически:
  3. взаимодействие двух веществ аддитивно;
  4. каждое из веществ усиливает эффект второго менее, чем аддитивно;
  5. каждое из веществ усиливает эффект второго более, чем аддитивно;
  6. первое вещество усиливает эффект второго менее, чем аддитивно; второе вещество усиливает эффект первого более, чем аддитивно.

Сочетание некоторых экологических факторов может приводить к ослаблению их воздействия. Этот вид взаимодействия факторов называется **антагонистическим**

("антагонизм" факторов) (рис. 2, кривая 2). Антагонизм может обуславливаться изменением свойств самих факторов вследствие их взаимодействия (например, реакция нейтрализации кислоты щелочью). Причинами антагонизма факторов могут быть и особенности реакции организма на их комбинированное воздействие – биохимические (например, блокада рецепторов молекулами этанола, препятствующая токсическому действию метанола), физиологические (нейтрализация двух противоположенных влияний, стимулирующих и ингибирующих какую-либо функцию организма) и т.д.

Чаще комбинированные воздействия дают, наоборот, более сильный биологический эффект, чем вызываемый каждым из факторов в отдельности. Такое взаимодействие факторов называется *синергическим*, или *синергетическим* ("синергизм" факторов) (рис. 2, кривые 3–6). Синергизм может проявляться в разной степени, поскольку его причины весьма разнообразны. Например, сочетание определенных факторов может существенно изменять их собственные свойства, порождать новые эмерджентные факторы, вызывать специфические реакции организма и т.д. Поэтому при различных комбинациях факторов их синергическое взаимодействие может быть не только аддитивным (рис. 2, кривая 3), но и гораздо менее или гораздо более сильным, чем аддитивное (рис. 2, кривые 4 и 5, соответственно). Возможны и более сложные ситуации, когда одно из веществ усиливает действие второго более, чем аддитивно, а влияние второго на биологический эффект первого слабее аддитивного (рис. 2, кривая 6).

Таким образом, очевидно, что учет сложных и разнообразных эффектов взаимодействия различных экологических факторов никак не может быть сведен лишь к избирательному сложению значений концентрации некоторых веществ более или менее сходного биологического действия по формулам (1–3). Если какие-либо факторы взаимодействуют неаддитивно, их изоболы, соответствующие предельно допустимой нагрузке на организм, не могут быть корректно описаны суммирующим уравнением (2). К сожалению, это уравнение, привлекательное своей простотой, широко используется в современной практике санитарно-гигиенического нормирования. Не следует забывать, что изначально аддитивное уравнение (2) было предложено токсикологом А.Г. Аверьяновым (1957) для вполне конкретной ситуации. Оно формализовало результаты экспериментов Н.В. Лазарева (1938) по изучению синергизма нескольких наркотических веществ весьма сходного токсического действия. При этом сам Н.В. Лазарев особо отметил, что правило суммирования следует использовать с исключительной осторожностью, так как оно становится неприменимым даже при увеличении количества комбинируемых наркотиков, не говоря уже об иных токсикантах.

По мере накопления эколого-токсикологических знаний неадекватность аддитивной модели взаимодействия факторов становилась всё более очевидной. В связи с этим некоторые исследователи пытались усовершенствовать формулы (1–3) путем введения различных поправок, передающих особенности взаимодействия конкретных факторов (или групп факторов) и, соответственно, уточняющих описания их изобол. Для этого слагаемые аддитивного уравнения или умножаются на соответствующие *поправочные коэффициенты*, или возводятся в различную *степень*. Ограничимся двумя характерными примерами.

1) **Введение поправочных коэффициентов.** Удачным решением проблемы учета неаддитивного взаимодействия факторов путем применения поправочных коэффициентов считается формула В.В. Кустова и Л.А. Тиунова (1960). Авторы использовали для количественного описания предельно допустимого уровня комбинированного токсического действия оксидов углерода и азота (при их одновременном ингаляционном поступлении в организм человека) уравнение:

$$\frac{C_1}{\text{ПДК}_1:3} + \frac{C_2}{\text{ПДК}_2:1.5} = 1, \quad (4)$$

где  $C_1$  и  $C_2$  – концентрация в воздухе оксидов азота  $NO_x$  и оксида углерода  $CO$ ,  $ПДК_1$  и  $ПДК_2$  – их ПДК для воздуха производственных помещений. Поправочные коэффициенты (для оксидов азота – 3, для оксида углерода – 1.5) были введены для того, чтобы скорректировать неадекватную аддитивную формулу, учесть особенности синергизма этих веществ (кстати, до сих пор формально объединяемых в общую группу суммирования). Применительно к большому ( $n$ ) количеству взаимодействующих веществ (или иных факторов среды) уравнение (4) может быть записано в виде:

$$\sum_{i=1}^n \left( \frac{X_i}{ПДУ_i} k_i \right) = 1, \quad (5)$$

где  $X_i$  – значение каждого  $i$ -го фактора,  $ПДУ_i$  – его ПДУ,  $k_i$  – коэффициент, учитывающий степень синергизма данного фактора, особенности его взаимодействия с остальными компонентами.

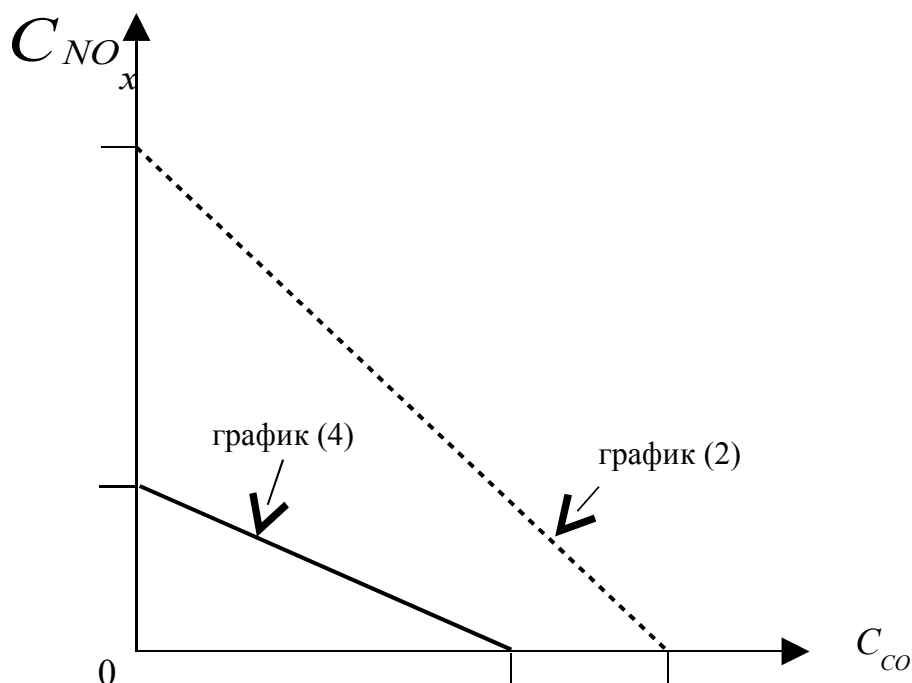


Рис. 3. График изоболы предельно допустимых сочетаний концентрации оксидов углерода и азота, описываемой уравнением (4).

Однако возможности применения формулы (5) весьма ограничены. Вероятно, при изучении взаимодействия оксидов углерода и азота авторы использовали в экспериментах достаточно высокие концентрации этих веществ. Легко убедиться (рис. 3), что по мере уменьшения содержания любого из двух ингредиентов смеси использование формулы (4) приводит к необоснованному занижению расчетной величины ПДК второго ингредиента. При этом график расчетной изоболы, как и при использовании уравнения (2), является отрезком прямой, но проходит значительно ближе к началу координат. В итоге, при полном отсутствии оксидов азота ПДК оксида углерода оказывается заниженной ровно в

полтора раза; и, наоборот, в отсутствии угарного газа расчетное значение ПДК оксидов азота безосновательно уменьшается втрое. Очевидно, что эта ошибка будет характерна для формулы (5) при любом количестве учитываемых факторов. Таким образом, формула (5) также непригодна для описания изобол и, следовательно, для оценки и нормирования многофакторных воздействий на биосистемы.

2) **Возведение слагаемых в степень.** Широкое применение для оценки и нормирования комбинированного действия загрязнителей воздуха получил "индекс загрязненности атмосферы" (ИЗА), корректирующий аддитивную модель путем *возведения слагаемых в различную степень*. В отличие от известного аддитивного "индекса загрязненности вод" (ИЗВ), полностью соответствующего формуле (1), ИЗА имеет более сложную структуру:

$$ИЗА = \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i}{ПДК_i} \right)^{k_i} , \quad (6)$$

где  $C_i$  и  $ПДК_i$  – концентрация (среднегодовая фактическая) и ПДК (среднесуточная)  $i$ -го загрязнителя,  $n$  – количество загрязнителей воздуха,  $k_i$  – константа, принимающая значения 1.7, 1.3, 1.0, 0.9 для веществ I, II, III, IV классов опасности, соответственно.

Но и такое решение проблемы неаддитивности приводит к неудовлетворительным результатам. Достаточно обратить внимание на то, как меняется значение показателя  $(C_i/ПДК_i)^{k_i}$  в зависимости от величины соотношения  $(C_i/ПДК_i)$  хотя бы при крайних значениях  $k$ , т.е. для веществ первого ( $k = 1.7$ ) и четвертого ( $k = 0.9$ ) классов опасности (рис. 4).

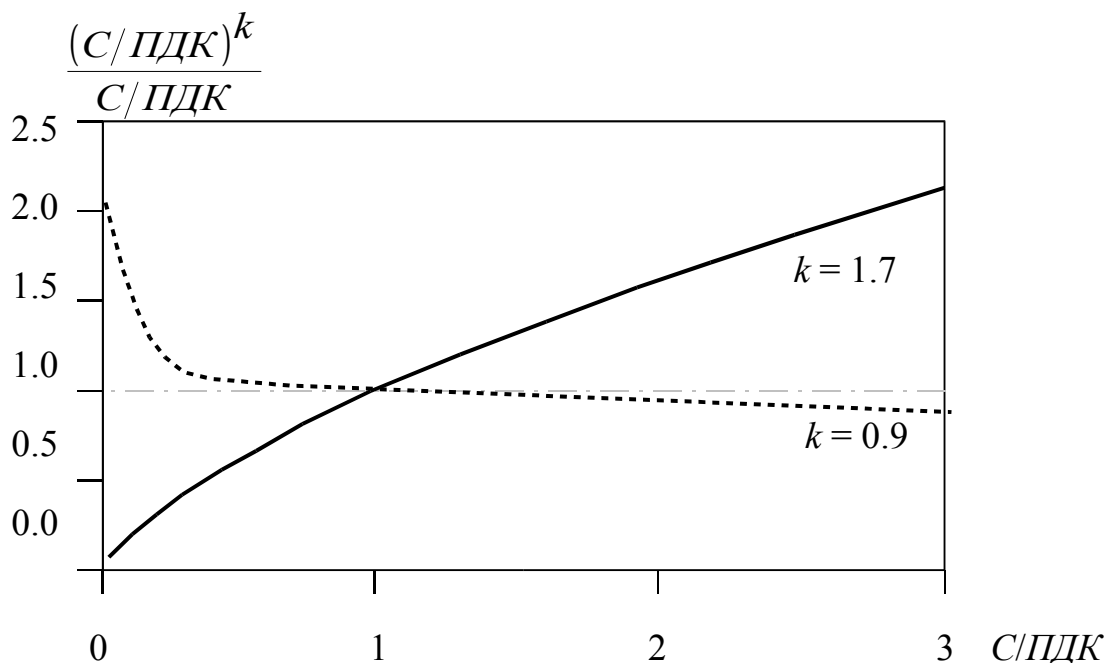


Рис. 4. Зависимость соотношения  $\frac{(C/ПДК)^k}{C/ПДК}$  от значения  $C/ПДК$  при двух различных значениях параметра  $k$  (0.9 и 1.7).



Соотношение  $\frac{(C/ПДК)^k}{(C/ПДК)} = (C/ПДК)^{(k-1)}$  не является постоянной величиной и

существенно варьирует в зависимости от значения  $C/ПДК$ . Если  $k > 1$  (например, 1.7), то значение  $(C/ПДК)^{(k-1)}$  при  $C/ПДК < 1$  может быть существенно меньше значения  $C/ПДК$ , а при  $C/ПДК > 1$  – существенно больше. Если  $k < 1$  (например, 0.9) – соответственно, значение  $(C/ПДК)^{(k-1)}$  при  $C/ПДК > 1$  может быть существенно больше значения  $C/ПДК$ , а при  $C/ПДК < 1$  – существенно меньше. Следовательно, структура ИЗА такова, что одним и тем же веществам предписывается принципиально разный характер взаимодействия в зависимости от изменения их концентрации в воздухе.

Таким образом, индекс ИЗА также искажает эффект взаимодействия нескольких поллютантов и не может описывать их реальные изоболы.

### ***Использование мультипликативной модели взаимодействия факторов***

Альтернативой аддитивной модели межфакторного взаимодействия является мультипликативная модель (Mitscherlich, 1925; Кутлахмедов и др., 1986; Кимстач, 1993; и др.). Предполагается, что ожидаемое изменение изучаемой биотической характеристики под воздействием нескольких ( $n$ ) факторов ( $f(x_1, \dots, x_n)$ ) может быть более точно рассчитано не как сумма, а как произведение изменений этой характеристики, вызываемых действием каждого из факторов в отдельности ( $f_{x_i}$ ):

$$f(x_1, \dots, x_n) = \prod_{i=1}^n f_{x_i} \quad (7)$$

При этом формы расчетных изобол полностью определяются характером зависимости рассматриваемой биотической характеристики от значений концентрации каждого из сочетающихся веществ. Как известно, существуют четыре основных типа реакции биотических показателей на возрастающее действие лимитирующего фактора, выражаемые графически нисходящей прямой (I тип) или нисходящей кривой – выпуклой (II тип), вогнутой (III тип) или S-образной (IV тип). В простейшем случае, при комбинации двух веществ, мультипликативная модель теоретически допускает десять типов реакции биотической характеристики на изменения концентрации компонентов смеси – в зависимости от типа реакции данной характеристики на каждое из веществ в отдельности. Так, могут сочетаться: первый тип реакции с первым, вторым, третьим и четвертым; второй – со вторым, третьим и четвертым; третий – с третьим и четвертым и, наконец, четвертый с четвертым (рис. 5).

Соответственно, расчетные изоболы предельно допустимого сочетания концентраций двух веществ могут быть весьма разнообразными: выпуклыми, вогнутыми, S-образными или близкими к отрезку прямой. Учёт особенности реакции биосистем на каждое из взаимодействующих веществ выгодно отличает мультипликативную модель от аддитивной. Однако указанное преимущество заметно обесценивается тем, что формы расчетных изобол, к сожалению, никак не связаны с реальными особенностями взаимодействия факторов.

Например, взаимодействуют два вещества, на каждое из которых некая биотическая характеристика реагирует по IV типу (график зависимости значений характеристики от концентрации вещества – нисходящая S-образная кривая). Согласно мультипликативной модели (6), расчетная изобола предельно допустимых сочетаний концентрации этих веществ описывается выпуклой кривой (рис. 5, сочетание IV и IV). Получается, что взаимодействие этих веществ может быть только синергическим, причем более слабым, чем аддитивное. Но на самом деле взаимодействие этих веществ может быть любым, и график реальной изоболы может соответствовать любому из 6 типов

кривых, представленных на рисунке 2. При комбинации большего количества веществ эта ошибка описания изобол мультипликативной моделью дополнительно возрастает.

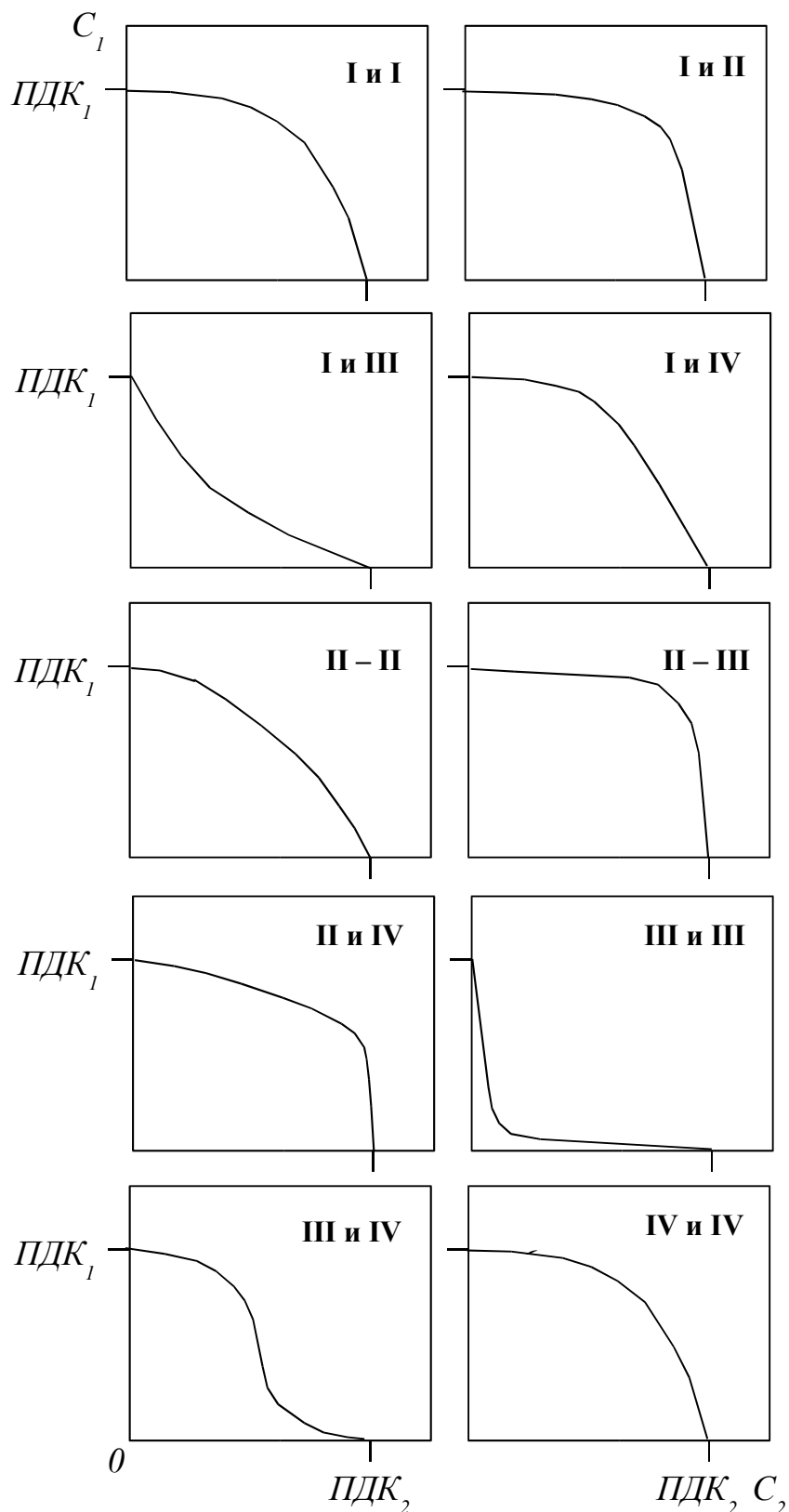


Рис. 5. Графики изобол предельно допустимых сочетаний концентрации двух мультипликативно взаимодействующих веществ (7) при четырёх различных типах реакции организма на воздействие каждого из них (возможные графики зависимости биотической характеристики от концентрации вещества: I – отрезок прямой, II – выпуклая кривая, III – вогнутая кривая, IV – S-образная кривая).

### ***Графический анализ изобол***

По-видимому, наиболее внимательное изучение изобол взаимодействующих веществ характерно для фармакологических исследований. Причина этого очевидна: врач, не учитывающий опасных последствий взаимодействия лекарственных препаратов при назначении комплексной терапии, несет гораздо большую личную ответственность, чем эколог, небрежно учитывающий многофакторное воздействие на экосистему. При изучении комбинированного биологического действия двух веществ фармакологами применяется *графический метод* Лёве (Loewe, 1928), позволяющий наглядно представить и проанализировать их изоболы. Для этого в экспериментах выявляются различные сочетания значений концентрации двух комбинируемых препаратов, вызывающие одинаковую реакцию тест-объектов. Эти сочетания значений наносятся на график в системе двух координат, соответствующих величинам концентрации изучаемых веществ. Полученные точки соединяются линией, более или менее точно соответствующей искомой изоболе. Характер графика изоболы позволяет судить об особенностях взаимодействия двух изучаемых веществ (согласно рис. 2): определить, является ли оно антагонистическим или синергическим, соответствует ли аддитивной модели и т.д. Математического описания изоболы при этом не производится.

Анализ изобол с использованием эмпирических результатов является несомненным преимуществом метода Лёве. Это намного предпочтительнее, чем произвольно предписывать комбинируемым факторам или строгую аддитивность, или абсолютную взаимную независимость. Но и метод Лёве имеет как минимум два важных недостатка. Во-первых, результаты оценки характера взаимодействия веществ не имеют численного выражения и, поэтому не могут использоваться для количественной оценки многофакторного воздействия. Во-вторых, для сложных комбинаций, создаваемых тремя и более факторами, графическое представление изобол вообще невыполнимо.

### **Обоснование необходимости разработки количественного изоболического показателя результирующего многофакторного воздействия на биосистему**

Обобщая результаты анализа применяемых методов оценки и нормирования комбинированных воздействий на биологические объекты, следует признать их неудовлетворительными, поскольку эффект взаимодействия комбинируемых факторов учитывается слишком формально и неточно. В связи с этим, ни один из существующих показателей результирующего многофакторного воздействия не может надёжно предопределить степень соответствующего изменения биосистем. Одному и тому же значению показателей результирующего воздействия могут соответствовать сочетания значений факторов, относящиеся к разным изоболам, т.е. влияющие на биосистемы в различной степени.

Очевидна необходимость разработки более адекватной, универсальной количественной меры многофакторных воздействий на биосистемы. Искомый показатель должен верно учитывать эффект взаимодействия факторов любой природы в любой их комбинации и с высокой точностью описывать их изоболы, т.е. быть строго ***изоболическим***. Только в этом случае каждому конкретному значению показателя воздействия будет соответствовать конкретный уровень изменения биосистемы.

Итак, ***критерием изоболичности показателя результирующего многофакторного воздействия на биосистему является соответствие каждого его значения только одной конкретной изоболе*** (совокупности всех тех сочетаний факторных значений, которые вызывают определённое равное изменение данной биосистемы). Если же конкретному значению какого-либо показателя результирующего многофакторного воздействия соответствуют такие сочетания значений комбинируемых факторов, на которые биосистема может реагировать по-разному – следовательно, значения данного показателя соответствуют не одной изоболе, а множеству различных изобол. Иными словами, такой показатель не является изоболическим, не детерминирует строго определённую реакцию биосистемы и не может быть корректной мерой комбинированного воздействия (Шуйский, 1997; Шуйский и др., 2000, 2001). Очевидно, что все рассмотренные в

настоящем разделе количественные меры сложных воздействий не являются изоболлическими и, поэтому не могут давать точной оценки результирующей многокомпонентной нагрузки на биологические объекты.

В экологической литературе постоянно обсуждается необходимость разработки некой адекватной меры многофакторных воздействий на биосистемы, корректно учитывающей особенности взаимодействия комбинируемых факторов (Лейник, 1960; Зоммер, Прозоровский, 1983; Нагорный, 1984; Никаноров и др., 1988; Cairns, McCormick, 1992; Востокова и др., 1993; Власов, 1994; Цветкова, 1994; Моисеенко, 1996; и др.). Таким образом, идея разработки количественного изоболлического показателя "назрела", поскольку диктуется насущной необходимостью точной оценки и нормирования комбинированных воздействий на биологические объекты. В частности, разработка и применение такого показателя увеличили бы также адекватность количественной оценки, обоснованность нормирования и эффективность регуляции многокомпонентных антропогенных нагрузок на водные экосистемы.

Обоснование и примеры апробации соответствующего изоболлического показателя приводятся далее в главах 4–5.