

Категория		Название
Общие руководящие указания		Неопределенности
Версия	Руководство 2013	

Основные авторы

Тинус Пуллес, Йероен Куэнен

Оглавление

1	Вступление.....	3
2	Выражение неопределенности.....	4
3	Количественный расчет неопределенности.....	4
3.1	Переменные и параметры.....	4
3.2	Методы.....	5
3.3	Диапазоны неопределенности по умолчанию.....	8
4	Обобщение неопределенностей.....	12
5	Неопределенности в тенденциях.....	14
6	Схема обобщения неопределенности Уровня 1.....	15
7	Отчетность по неопределенностям.....	19
8	Глоссарий.....	20
9	Список цитированной литературы.....	22
10	Наведение справок.....	22
	Приложение А Руководство по эффективной практике для выбора плотности распределения вероятностей.....	23

1 Вступление

В Руководящих принципах представления данных о выбросах (Европейская Экономическая Комиссия Организации Объединенных Наций¹) приводится следующее требование:

“Стороны должны количественно рассчитывать неопределенности в своих оценках выбросов с использованием наиболее подходящих доступных методологий, учитывая при этом руководящие указания, которые приводятся в Руководстве. Описание неопределенностей должно включаться в Информативный отчет об инвентаризации.”

В данной части приводятся соответствующие руководящие указания, основанные на результатах реализации Программы Межправительственной группы экспертов по изменению климата (IPCC) в области инвентаризации парниковых газов. В данной части пользователь может получить общую информацию о неопределенности и значениях по умолчанию, которые должны применяться во время первого анализа неопределенности. Основная идея, лежащая в основе анализа неопределенности, заключается в том, что в его задачи не входят получение точной оценки неопределенности для каждого параметра или оценки, которые используются в инвентаризации. В работе, посвященной разработке методов определения неопределенности в инвентаризациях парниковых газов (Pulles и Meier, 2002 г.), было доказано, что трехкратное (максимум) изменение диапазона неопределенности для какого-либо одного параметра не оказывает существенного воздействия на общую неопределенность инвентаризации. Таким образом, вполне может быть достаточно, если диапазоны неопределенности будут представлены тремя значениями/десяток (2, 5, 10, 20, 50, 100, и т. д.) Подобная обоснованно грубая оценка неопределенностей позволяет получить достоверную оценку общей неопределенности, а также определить те параметры, которые имеют значение с точки зрения общей неопределенности.

В главе „Неопределенности“ Руководящих принципов национальных инвентаризаций парниковых газов IPCC 2006 года (IPCC, 2006) говорится о необходимости использования структурного подхода к оценке неопределенности. Подобный подход включает:

- метод определения неопределенностей в отдельных показателях в инвентаризации;
- метод обобщения неопределенностей в отдельных показателях до общей инвентаризации;
- метод определения существенности междугодовых колебаний и долгосрочных тенденций в инвентаризациях, с учетом информации по неопределенности;
- понимание того, каким образом данная информация может предположительно использоваться, включая определение тех областей, которые требуют проведения дальнейших исследований, наблюдений и количественного расчета существенности междугодовых и долгосрочных колебаний в инвентаризациях; понимание возможности наличия других неопределенностей, как например тех, причиной которых являются неточные определения, не позволяющие применять статистические средние значения.

В Главе 3 Тома 1 Руководящих принципов IPCC 2006 приводится всеобъемлющий обзор этих вопросов в контексте инвентаризации парниковых газов. В данной части представлены

⁽¹⁾ Руководящие документы отчетности КТЗВБР представлены на сайте CEIP (www.emep-emissions.at/)

некоторые дополнения к Руководящим принципам IPCC, акцент которых делается на применении для инвентаризации выбросов в рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния особое внимание уделяется (КТЗВБР) / Совместной программы по мониторингу и оценке переноса загрязнения атмосферного воздуха на большие расстояния в Европе (ЕМЕП). В том случае, если у вас возникнут какие-либо вопросы или сомнения, пожалуйста, ознакомьтесь с определениями и объяснениями всех понятий и величин, которые приводятся в Руководящих принципах IPCC.

2 Выражение неопределенности

Важным аспектом анализа неопределенности является определение способов выражения неопределенностей, имеющих отношение к отдельным оценкам или общей инвентаризации. Для выражения неопределенности в инвентаризации, составляющейся в рамках КТЗВБР, рекомендуется использовать одну и ту же величину (как и в случае с инвентаризацией парниковых газов), а именно - 95%-ный доверительный интервал.

Этот 95-процентный доверительный интервал определяется границами доверительного интервала, то есть от перцентиля 2.5 до перцентиля 97.5 интегральной функции распределения оцениваемой величины. Другими словами, эффективная практика предполагает, что диапазон неопределенной величины в рамках инвентаризации должен выражаться следующим образом:

- существует 95-процентная вероятность того, что фактическое значение оцениваемой величины находится в промежутке, который определяется границами доверительного интервала; и
- существует такая же вероятность того, что фактическое значение, если оно находится за пределами указанного диапазона, лежит выше или ниже его.

На практике это означает, что 95-процентный доверительный интервал для нормального распределения находится в диапазоне ± 2 стандартных отклонения от средней величины. Таким образом, в том случае, если неопределенности не очень велики (среднеквадратические отклонения менее 30% от среднего значения), то может быть сделано допущение о том, что (интегральная) функция распределения оцениваемой величины является нормальной, а 95-процентный доверительный интервал может оцениваться как превышающий среднеквадратическое отклонение в два раза.

3 Количественный расчет неопределенности

3.1 Переменные и параметры

Основная часть инвентаризации выбросов составляется посредством сбора данных по осуществляемой деятельности и соответствующих коэффициентов выбросов, в соответствии с подходом по умолчанию Уровня 1:

$$\text{Выброс}_{\text{зв}} = \sum_{\text{деятельность}} \text{Интенсивность деятельности}_{\text{деятельность}} \times \text{Коэффициент выброса}_{\text{деятельность,зв}} \quad (1)$$

Хотя для оценки выбросов некоторых секторов может применяться более сложное уравнение, по сравнению с простым перемножением переменной (*Интенсивность*

деятельности (деятельность) и параметра (Коэффициент выброса (деятельность, зв)), в данной части, в целях упрощения, приводится описание методов и принципов количественного расчета с использованием именно этого простого уравнения. В том случае, если задействован более сложный алгоритм, расчет также становится более сложным, хотя по сути и остается неизменным.

3.2 Методы

Для того чтобы иметь возможность провести количественный анализ неопределенности, который описывается в данной части, как переменные, так и параметры должны иметь количественные диапазоны погрешности. В данном параграфе обсуждаются некоторые ключевые элементы Руководящих принципов IPCC 2006 года, касающиеся данного вопроса.

3.2.1 Измерения

В некоторых случаях, производственная площадка может располагать данными периодических измерений выбросов. В том случае, если эти измерения могут быть соотнесены с репрезентативными данными по осуществляемой деятельности, которые без сомнения являются чрезвычайно важными, то это может дать возможность определить, коэффициент выбросов для конкретной производственной площадки и соответствующую функцию плотности вероятности, что в итоге позволит отразить годовые показатели выбросов.

Эта задача может оказаться весьма трудоемкой. Для того чтобы добиться репрезентативности, может потребоваться провести разграничение (или расслоение) данных, что, в свою очередь, необходимо для того, чтобы отразить типичные условия эксплуатации. Например:

- *показатели интенсивности выбросов во время запуска и прекращения деятельности могут отличаться от показателей, полученных на основе данных по осуществляемой деятельности.* В этом случае эффективная практика заключается в проведении разграничения данных с отдельными коэффициентами выбросов и функций плотности вероятности, выведенных для стабильного режима, условий запуска и прекращения деятельности;
- *коэффициенты выбросов могут зависеть от нагрузки.* В данном случае может понадобиться проведение стратификации оценки суммарных выбросов и анализа неопределенности, что позволит учесть нагрузку, выраженную, например, в виде процента от полной (проектной) мощности. Это работа может быть проведена с помощью регрессионного анализа и составления диаграммы разброса данных по интенсивности выбросов в зависимости от предполагаемых управляющих величин (например, выбросы *в зависимости от* нагрузки). При этом нагрузка становится частью необходимых данных по осуществляемой деятельности;
- *данные измерений, которые проводились в других целях, могут не являться репрезентативными.* Например, измерения метана, которые производятся из соображений безопасности в угольных шахтах и на полигонах для захоронения отходов, могут не являться репрезентативными с точки зрения суммарных показателей выбросов. В подобных случаях, для анализа неопределенности эффективная практика заключается в проведении оценки отношения между данными измерений и суммарными показателями выбросов.

В том случае, если размер выборки данных достаточно большой, то в сочетании с экспертным заключением могут применяться стандартные статистические проверки по критерию согласия, которые помогут определить какую плотность распределения вероятности необходимо использовать для описания вариативности данных (по необходимости, разграниченных), а также каким образом провести ее параметризацию. Тем не менее, во многих случаях вывод о неопределенности можно сделать на основании небольшого количества измерений. Обычно, при наличии трех или более точек данных, и при условии, что эти данные являются случайной репрезентативной выборкой исследуемой величины, то можно применять методики обработки статистической информации для оценки значений параметров многих двухпараметрических распределений (например, нормального, логарифмически нормального), которые могут использоваться для описания вариативности в комплекте данных (Cullen и Frey, 1999). В том случае, если размер выборки невелик, то оценки параметров будут связаны с большими неопределенностями, что должно отразиться на количественном расчете неопределенности, используемой в процессе составления инвентаризации выбросов. Более того, в большинстве случаев, при небольшом размере выборки, в целях дифференцирования степени согласия между различными распределениями, зависящими от параметров, полагаться на статистические методы нельзя (Cullen и Frey, 1999). Таким образом, при выборе соответствующего распределения, зависящего от параметров, которое подходило бы для очень небольшого комплекта данных, необходимо проведение масштабной оценки. В ситуациях, когда коэффициент вариации меньше ~ 0.3 , то допущение о том, что распределение является нормальным, будет обоснованным. В том случае, если коэффициент вариации является большим, а величина не является отрицательной, то можно применять распределение с положительной асимметрией (например, логарифмически нормальное распределение). Руководящие указания по выбору распределений приводятся в 0, и взяты из подраздела 3.2.2.4 Главы „Неопределенности“ из Тома „Общие руководящие указания“ Руководящих принципов IPCC 2006 года. Ниже приводится краткое описание концептуальной основы для анализа неопределенности, а также использования экспертных заключений в данном контексте.

3.2.2 Литература и другие задокументированные данные

В случае отсутствия данных по конкретной производственной площадке, как правило, эффективная практика заключается в получении оценок выбросов с использованием усредненных коэффициентов выбросов, полученных из источников данных, которые согласуются с данным Руководством. Эти коэффициенты должны будут быть измерены при определенных условиях, которые могут быть признаны типичными (стандартными). При этом составители инвентаризации столкнутся с неопределенности, связанными с изначальными измерениями, а также с использованием коэффициентов при условиях, отличающихся от тех, в которых проводились эти изначальные измерения.

Основной задачей руководства по добросовестной практики для каждой категории источников является оказание помощи в выборе коэффициентов выбросов, что необходимо для максимально возможной минимизации этого второго источника неопределенности. В случае использования коэффициентов выбросов, эффективная практика заключается в проведении оценки соответствующих неопределенностей на основе:

- *данных изначальных исследований, включая данные с учетом конкретной страны:* что касается коэффициентов выбросов, основывающихся на данных измерений, то данные

первоначальной программы измерений могут позволить провести оценку неопределенности и, возможно, плотности распределения вероятности. Хорошо спланированные программы проведения измерений позволяют получить данные выборки, которая охватывает определенный диапазон конкретных типов установок, режимов их технического обслуживания, размера и срока эксплуатации, что позволяет непосредственно использовать коэффициенты и их неопределенности. В других случаях, для экстраполяции измерений на всю группу установок в данной конкретной категории источников будет необходимо экспертное заключение;

- *данного Руководства:* в отраслевых главах приводятся коэффициенты выбросов для каждого кода НО (номенклатуры отчетности). Все коэффициенты выбросов, предназначенные для использования с методологиями Уровня 1 и Уровня 2 обладают (оценкой) 95-процентного доверительного интервала, который указан в той же таблице.

За исключением тех случаев, когда совершенно определено можно говорить об обратном, плотность распределения вероятностей считается нормальной. Тем не менее, в соответствии с эффективной практикой, организация, занимающаяся составлением инвентаризации должна провести оценку репрезентативности значения по умолчанию для своей собственной конкретной ситуации. В том случае, если значение по умолчанию признается нерепрезентативным, а категория источников является важной с точки зрения составления инвентаризации, то эффективная практика заключается в разработке улучшенных допущений на основании экспертного заключения.

3.2.3 Экспертное заключение

В случае отсутствия эмпирических данных, оценки неопределенности в коэффициентах выбросов или непосредственные измерения выбросов должны основываться на экспертном заключении. Эксперты - это люди, обладающие специальными знаниями или умениями в определенной области/сфере. Заключение представляет собой оценку или вывод на основе информации, которая была предоставлена или доступна эксперту.

Чрезвычайно важно обеспечить выбор соответствующих экспертов с учетом вводных параметров инвентаризации выбросов, в отношении которых необходимо провести оценку неопределенности.

В данном случае задачей составления экспертного заключения является определение плотности распределения вероятности, с учетом соответствующей информации, как например:

- Похож ли данный источник выбросов на другие источники? Каким образом предположительно можно провести сопоставление неопределенности?
- Насколько хорошо понят процесс образования выбросов? Были ли определены все возможные источники выбросов?
- Существуют ли какие-нибудь физические ограничения, касающиеся масштабов вариации коэффициента выбросов? За исключением тех случаев, когда речь идет об обратимом процессе, он не может выбрасывать меньше 0, и этот факт может сузить очень широкий диапазон неопределенности. Такой важный фактор, как баланс масс, или другие производственные данные могут "повысить" верхний предельный уровень выбросов.

- Согласуются ли показатели выбросы с концентрациями в атмосфере? В масштабе конкретной производственной площадки, или в более широком масштабе, концентрации выражаются в виде концентраций в атмосфере, что опять же может ограничить возможные показатели интенсивности выбросов.

Определенное экспертное заключение требуется даже в случае применения к комплектам данных классических методик обработки статистической информации, так как при этом необходимо определить являются ли данные репрезентативной случайной выборкой и, если являются, то следует определить методы, которые следует применять для анализа этих данных. Это может потребовать проведения как технической, так и статистической оценки. Особенно важно толкование небольших комплектов данных, которые являются сильно асимметричными или усеченными. Официальные методы получения данных от экспертов известны как "составление экспертного заключения".

В Руководящих принципах IPCC 2006 представлен протокол для составления экспертного заключения. В целях минимизации недопонимания между экспертом и лицом, занимающимся составлением инвентаризации, а также для предотвращения ненамеренного отклонения, крайне рекомендуется использовать именно этот протокол.

3.3 Диапазоны неопределенности по умолчанию

3.3.1 *Данные по осуществляемой деятельности*

Как правило, данные по осуществляемой деятельности выводятся на основе (экономической) статистики, включая энергетические статистику и балансы, показатели экономически выгодного производства, данные по численности населения, и т. д. Есть вероятность того, что эти организации уже проводили оценку неопределенностей, связанных с их данными, в процессе реализации собственных процедур сбора данных. Эти неопределенности можно использовать для определения плотности распределения вероятностей.

В некоторых случаях бывает достаточно трудно раздобыть данные о неопределенности для показателей интенсивности осуществляемой деятельности. Так как любой анализ неопределенности требует ввода показателей количественного порядка, то соответственно необходимы и количественные диапазоны неопределенности. В Таблица 3-1 предлагаются индикативные диапазоны, которые могут применяться в любой ситуации, когда в наличии отсутствуют независимые данные.

Таблица 3-1 Индикативные диапазоны ошибок для анализа неопределенности

Источник данных	Диапазон ошибки	Примечания
Национальная (официальная) статистика	-	Как правило, официальная статистика страны воспринимается в качестве "фиксированных" данных без какой-либо неопределенности. Однако, на самом деле информация о неопределенностях для энергетических данных может быть получена из графы "статистические различия", где указывается несоответствие между данными по производству и данными по потреблению.
Обновление статистики за последний год, с использованием валовых коэффициентов экономического роста	0-2 %	Вероятно, что национальная система экономики не будет "сдвигаться" более чем на несколько процентов в течение последовательного ряда лет. Следовательно, в случае использования обновления данных за последний год, неопределенность, составляющая несколько процентов, может считаться обоснованной
Энергетическая статистика МЭА	ОЭСР: 2-3 % не ОЭСР: 5-10 %	Международное энергетическое агентство (МЭА) публикует национальную энергетическую статистику многих стран. Для стран, входящих в Организацию экономического сотрудничества и развития (ОЭСР), эта статистика, в идеале, должна полностью совпадать с официальной энергетической статистикой. Что касается других стран, то можно ожидать неопределенностей в диапазоне от 5 до 10% (обоснованное предположение).
Базы данных ООН	5-10 %	Эти данные могут характеризоваться такой же неопределенностью, что и данные МЭА.
Значения по умолчанию, другие сектора и источники данных	30-100 %	

В данной таблице предполагается, что в случае использования официальной статистики, значение диапазона неопределенности будет равняться 0%. Конечно, этот диапазон неопределенности может не соответствовать действительности. Приведенное здесь значение облегчает выбор определенного диапазона. До принятия окончательного решения рекомендуется всегда обращаться за консультацией к соответствующим экспертам.

3.3.2 Коэффициенты выбросов

Во многих случаях, получение диапазонов неопределенности для коэффициентов выбросов связано с достаточно большими трудностями. В Таблица 3-3 продемонстрировано применение концепций схем ранжирования качественных данных для всех загрязняющих веществ, рассматриваемых в данном Руководстве. Структура данной таблицы основывается на классификации по основным кодам НО. Важно отметить, что любое подобное качественное обобщение является субъективным, и мнения отдельных лиц могут отличаться.

Определения рангов, использованных в Таблица 3-3, приводятся в Таблица 3-2. В данной таблице предлагаются диапазоны ошибок по умолчанию, связанные с каждым рангом качества. Диапазоны ошибок взяты из Руководящего отчета ЕС о дополнительной оценке в рамках Директив ЕС о качестве воздуха (при условии, что эти диапазоны были утверждены для применения в моделях качества воздуха).

Таблица 3-2 Толкование системы ранжирования

Ранг	Определение	Типичный диапазон ошибок
A	Оценка, основанная на данных большого количества измерений, проведенных на большом количестве объектов, которые являются 100% репрезентативными для конкретного сектора.	от 10 до 30 %
B	Оценка, основанная на данных большого количества измерений, проведенных на большом количестве объектов, которые являются репрезентативными для большей части конкретного сектора.	от 20 до 60 %
C	Оценка, основанная на данных определенного количества измерений, проведенных на небольшом количестве репрезентативных объектов, или инженерная оценка, основанная на определенном количестве значимых фактов.	от 50 до 200 %
D	Оценка, основанная на единичных измерениях, или инженерный расчет, выведенный на основе определенного количества значимых фактов	от 100 до 300 %
E	Оценка, основанная на единичных измерениях, или инженерный расчет, проведенный только на основе определенного количества допущений.	порядок величины

Таблица 3-3 Основные категории источников НО с применимым ранжированием качества данных

НО	КАТЕГОРИЯ ИСТОЧНИКОВ	SO ₂	NO _x	ЛОС	СО	NH ₃	ТМ/СО ₂
1.А.1	Централизованные электростанции, теплоэлектроцентрали и районные теплоцентрали	А	В	С	В		Д
1.А.2	Промышленное сжигание	А	В	С	В		Д
1.А.3.б	Дорожный транспорт	С	С	С	С	Е	Е ²
1.А.3.а 1.А.3.с 1.А.3.д 1.А.3.е	Другие передвижные источники и механизмы	С	Д	Д	Д		Е
1.А.4	Установки для сжигания отходов общественных учреждений, а также коммерческих и бытовых отходов	В	С	С	С		Е
1.В	Добыча и распределение ископаемого топлива	С	С	С	С		Е
2	Производственные процессы	В	С	С	С	Е	Е
3	Использование растворителей			В			Е ¹
4	Сельскохозяйственная деятельность		Д	Д	Д	Д	Е
6	Обработка отходов	В	В	В	С		Д
6	Мероприятия по удалению отходов	С	С	С	С	Е	Е
-	Естественные источники	Д ³	Д	Д	Е	Е	Е ³

Примечания:

- 1 В некоторых случаях растворители могут являться токсичными соединениями.
- 2 Ранжирование является репрезентативным для типичного сочетания "загрязняющее вещество - категория источников"; в некоторых особых случаях показатели могут быть выше.
- 3 Естественные источники могут включать вулканы и другие геотермальные события.

Последние степени ранжирования, в первую очередь, применимы к методам оценки, используемым в процессе составления инвентаризации выбросов, которые основываются на коэффициентах выбросов и оценок показателей осуществляемой деятельности. В любом случае, применение более непосредственных подходов, основанных на измерениях, позволит получить более высокие показатели качества.

В некоторых случаях применение этих субъективного ранжирования в отношении обобщенной классификации категории источников, представленной в виде классификации по основным кодам НО, может ввести в заблуждение. Например, ранг „Е“, указанный в отношении выбросов дорожным транспортом тяжелых металлов/стойких органических загрязнителей, должен, как правило, применяться для толкования (понимания) вклада этих загрязняющих веществ от передвижных источников. Если же взять конкретный практический пример с выбросами свинца от передвижных источников, то коэффициенты

выбросов и оценки выбросов известны с гораздо большей степенью достоверности. В подобном анализе при таком уровне разукрупнения выброса свинца от передвижных источников получают рейтинг „В“. Кроме того, на этом уровне обобщения некоторые сочетания „загрязняющее вещество - категория источников“ являются несущественными для данных выбросов этого загрязняющего вещества от данной категории источников, которые равны 0 или настолько незначительны, что практически не имеют значения.

4 Обобщение неопределенностей

После того, как будут определены неопределенности в категориях источников, они могут быть объединены в целях получения оценок неопределенности для всей инвентаризации в любом году и неопределенности в тенденции со временем для общей инвентаризации.

Уравнение распространения ошибок, которое более подробно обсуждается в главе „Неопределенности“ в Томе „Общие руководящие указания“ в Руководящих принципах IPCC 2006 года, позволяет определить два пригодных правила для объединения некоррелированных неопределенностей путем сложения и умножения:

1. *Правило А:* в том случае, если неопределенные величины должны быть объединены путем сложения, то стандартное отклонение суммы будет являться квадратным корнем суммы квадратов среднеквадратических отклонений величин, суммируемых со среднеквадратическими отклонениями, которые все выражаются в виде свободных членов (это правило действует и в отношении некоррелированных переменных).

На основании этого толкования можно получить простое уравнение для неопределенности данной суммы, которая, в том случае, если выражается в процентах U (неопределенность, разделенная на саму величину), обретает следующий вид;

$$U_{\text{total}} = \frac{\sqrt{(U_1 \cdot x_1)^2 + (U_2 \cdot x_2)^2 + \dots + (U_n \cdot x_n)^2}}{x_1 + x_2 + \dots + x_n}, \quad (2)$$

где

x_i это величины,

U_i это неопределенные величины и связанные с ними процентные неопределенности (половина 95-процентного доверительного интервала), соответственно,

U_{total} это процентная неопределенность в сумме величин (половина 95-процентного интервала, разделенная на итог (то есть среднее значение) и выраженная в виде процента);

2. *Правило В:* в том случае, если неопределенные величины должны объединяться путем перемножения, действует тоже самое правило, за одним исключением: среднеквадратические отклонения должны выражаться в виде частей соответствующих средних значений (это правило является относительно верным для всех случайных переменных).

Простое уравнение может быть также получено для неопределенности произведения, опять же выраженной в процентах:

$$U_{\text{total}} = \sqrt{U_1^2 + U_2^2 + \dots + U_n^2}, \quad (3)$$

где

U_i это все процентные неопределенности (половина 95-процентного доверительного интервала), связанные с каждой из этих величин,

U_{total} это процентная неопределенность произведения величин (половина 95-процентного интервала, разделенная на итог и выраженная в виде процента).

В основном, инвентаризация является суммой произведений коэффициентов выбросов и данных по осуществляемой деятельности. Таким образом, Правила А и В могут многократно использоваться для оценки неопределенности общей инвентаризации.

На практике, неопределенности, обнаруженные в категориях источников, которые включаются в инвентаризацию, варьируются от нескольких процентов до нескольких порядков величины, и могут быть коррелированы. Хотя допущения Правил А и В не предусматривают такой ситуации, при которой переменные не коррелируются со среднеквадратическим отклонением, которое на (примерно) 30% меньше среднего значения, в этих обстоятельствах Правила А и В все-таки могут использоваться для получения приближенного результата. В качестве альтернативного варианта может применяться стохастическое моделирование (метод Монте-Карло), которое позволяет объединять неопределенности с любым распределением вероятностей, диапазоном и корреляционной структурой (при условии, что они были надлежащим образом количественно рассчитаны). Таким образом, существуют два уровня для анализа неопределенности, описание которых приводится ниже:

1. *Уровень 1*: оценка неопределенностей в категории источников, с использованием уравнения распространения ошибок и Правил А и В, и простое объединение неопределенностей в категориях источников в целях получения оценки общей неопределенности для одного года и неопределенности в тенденции;
2. *Уровень 2*: оценка неопределенностей в категории источников и в общей инвентаризации с помощью стохастического моделирования для одного года и неопределенности в тенденции. Более подробная информация относительно данной процедуры приводится в Руководящих принципах IPCC (2006).

В большинстве случаев количественного показателя неопределенности в инвентаризации будет достаточно, и трудоемкого анализа Монте Карло может быть избежано. В Разделе 6, „Управление инвентаризацией, а также ее усовершенствование и обеспечение/контроль ее качества“ данный подход Уровня 1 для веществ, попадающих в сферу применения КТЗВБР, представлен в виде простой схемы расчета.

Метод Уровня 1 не учитывает корреляцию и зависимость между категориями источников, которые могут иметь место в виду использования одних и тех же данных по осуществляемой деятельности или коэффициентов выбросов для нескольких оценок. Корреляция и зависимость могут быть достаточно существенными факторами, если речь идет об ископаемом топливе, так как конкретный тип топлива используется с одним и тем же коэффициентом выбросов для нескольких под-категорий и, в том случае (который иногда имеет место быть) если показатели суммарного потребления топлива известны

лучше, чем показатели потребления, разукрупненные по различным категориям источников, это может привести к образованию скрытых зависимостей в статистике, причиной чего будет ограничение, накладываемое суммарным потреблением. Данная проблема с зависимостью и корреляцией может быть решена путем обобщения (перед объединением неопределенностей) категорий источников до уровня суммарного потребления отдельных типов топлива. Это предполагает некоторое сокращение степени детализации в отчетности по неопределенностям, но зато поможет учесть зависимости там, где они считаются существенными (например, когда речь идет о неопределенностях в показателях выбросов, связанных с ископаемыми типами топлива, которые при обобщении с уровня категории источников, превышают предполагаемые значения).

5 Неопределенности в тенденциях

Коэффициент выброса, который пере- или недооценивает выбросы в базовом году, вероятнее всего, будет также вести себя и в отношении последующих лет. Таким образом, неопределенности, вызванные коэффициентами выбросов, обычно будут коррелироваться в динамике со временем. Метод обобщения неопределенности Уровня 1, предложенный в Руководящих принципах IPCC, в целом позволяет решить эту проблему.

Оценка неопределенностей в тенденции осуществляется с использованием двух типов чувствительности:

1. *Чувствительность типа А:* изменение в разнице между суммарными показателями выбросов в базовом году и текущем году, выраженное в проценте, причиной которого является 1% рост выбросов для данного сочетания „категория источников - загрязняющее вещество“, как в базовом, так и в текущем годах;
2. *Чувствительность типа В:* изменение в разнице между суммарными показателями выбросов в базовом году и текущем году, выраженное в проценте, причиной которого является 1% рост выбросов для данного сочетания „категория источников-загрязняющее вещество“ только в текущем году;

По существу, чувствительность типа А обусловлена неопределенностями, которые оказывают равнозначное воздействие как на выбросы в базовом году, так и на выбросы в текущем году, в то время как чувствительность типа В обусловлена неопределенностями, которые оказывают воздействие на выбросы только в текущем году. Неопределенности, которые полностью коррелируются в динамике по времени, должны быть соотнесены с чувствительностью типа А, в то время как неопределенности, которые не коррелируются в динамике со временем - с чувствительностью типа В.

В Руководящих принципах IPCC 2006 года предполагается, что неопределенности, связанные с коэффициентами выбросов, скорее будут обладать чувствительностью типа А, а данные по осуществляемой деятельности - чувствительностью типа В. Тем не менее эта "привязка" не является жесткой, и иногда, в целях учета особых национальных обстоятельств, возможно применение чувствительности типа А к данным по осуществляемой деятельности, а чувствительности типа В - к коэффициентам выбросов. Чувствительность типов А и В - это упрощения, внедренные для анализа корреляции.

После расчета неопределенностей, включенных в национальные выбросы с помощью чувствительности типов А и В, они могут быть просуммированы с использованием

уравнения распространения ошибок (Правило А), что позволит получить общую неопределенность в тенденции.

6 Схема обобщения неопределенности Уровня 1

В Таблица 6-1 приводится схема расчета, которая является измененной версией схемы (в виде электронной таблицы), которая представлена в Руководящих принципах национальных инвентаризаций парниковых газов IPCC 2006 года (IPCC, 2006).

Таблица 6-1 Расчет неопределенности и отчетность в рамках Уровня 1

Уровень 1 Расчет неопределенности и отчетность																
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q
сектор НО (и ТОПЛИВО)	Загрязняющее вещество	Выбросы в базовом году	Выбросы в году t	Неопределенность в данных по осуществляемой деятельности	Неопределенность в коэффициенте выброса	Объединенная неопределенность	Объединенная неопределенность в виде % от суммарных национальных показателей выбросов в году t	Чувствительность типа A	Чувствительность типа B	Неопределенность в тенденции национальных выбросов, связанная с неопределенностью в коэффициенте выбросов	Неопределенность в тенденции национальных выбросов, связанная с неопределенностью в данных по осуществляемой деятельности	Неопределенность в тенденции суммарных национальных показателей выбросов	Показатель качества коэффициента выбросов	Показатель качества данных по осуществляемой деятельности	Регистрационный номер экспертного заключения	Регистрационный номер подотчетного подразделения
		Исходные данные	Исходные данные	Исходные данные	Исходные данные	$\sqrt{E^2 + F^2}$	$\frac{G \cdot D}{\Sigma D}$	Примечание B ¹	$\frac{D}{\Sigma C}$	I • F Примечание C ¹	J • E • $\sqrt{2}$ Примечание D ¹	$\sqrt{K^2 + L^2}$	Примечание E ¹	Примечание E ¹		
		Мг	Мг	%	%	%	%	%	%	%	%	%				
1.A.1.a																
1.A.1.b																
1.A.1.c																
1.A.2.a	...															
и т. д.																
Итого		ΣC	ΣD				$\sqrt{\Sigma H^2}$					$\sqrt{\Sigma M^2}$				

1. Объяснения ко всем примечаниям приводятся на следующей странице.

ПРИМЕЧАНИЕ А:

В том случае, если известна только общая неопределенность для какой-либо категории источников (а не отдельно для коэффициента выбросов и данных по осуществляемой деятельности), то тогда:

(i) в том случае, если неопределенность коррелируется по годам, введите неопределенность столбце F и „0“ - в столбце E;

(ii) в том случае, если неопределенность не коррелируется по годам, введите неопределенность в столбце E и „0“ - в столбце F.

ПРИМЕЧАНИЕ В:

$$\frac{0.01 \cdot D_x + \sum D_i - (0.01 \cdot C_x + \sum C_i)}{(0.01 \cdot C_x + \sum C_i)} \cdot 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100$$

ПРИМЕЧАНИЕ С:

В том случае, если между коэффициентами выбросов корреляция не допускается, следует использовать чувствительность B, а результат перемножить на $\sqrt{2}$:

$$K_x = J_x \cdot F_x \cdot \sqrt{2}$$

ПРИМЕЧАНИЕ D:

В том случае, если между данными по осуществляемой деятельности корреляция не допускается, следует использовать чувствительность A, и перемножение на $\sqrt{2}$ не является обязательным:

$$L_x = I_x \cdot E_x$$

ПРИМЕЧАНИЕ E:

Пожалуйста, используйте следующие аббревиатуры:

D – данные по категории источников НО по умолчанию

M – на основе данных измерений

R – национальная нормативно-справочная информация

Столбцы в таблице помечены буквами с A до Q, и содержат следующую информацию:

- в столбцах A и B указаны категория источников НО и загрязняющее вещество;
- в столбцах C и D приводятся инвентаризационные оценки для базового и текущего годов ⁽²⁾, соответственно, для категории источников и загрязняющего вещества, указанного в столбцах A и B, соответственно, выраженного в эквивалентах CO₂;
- в столбцах E и F содержатся неопределенности для данных по осуществляемой деятельности и коэффициентам выбросов, соответственно; эти неопределенности получены на основе как эмпирических данных, так и экспертного заключения (смотри выше в данной главе); неопределенности вводятся как половина 95-процентного доверительного интервала, разделенная на среднее значение и выраженная в виде процента. Причина, по которой используется 95-процентный доверительный интервал, заключается в том, что значение, вводимое затем в столбцах E и F, согласуется со схожим положительным или отрицательным значением, когда неопределенности свободно приводятся в виде ‘плюс или минус x %’, что позволяет вводить экспертные

⁽²⁾ Текущий год - это самый недавний год для которого имеются инвентаризационные данные.

заклучения подобного типа непосредственно в электронную таблицу. В том случае, если известно, что неопределенность является в большой степени асимметричной, введите большую процентную разницу между средним значением и доверительным пределом;

- столбец G - это объединенная неопределенность для категории источников, полученная на основе данных из столбцов E и F с использованием уравнения распространения ошибок (Правило B). Таким образом, значение в столбце G - это квадратный корень суммы квадратов значений в столбцах E и F.
- в столбце H приводится неопределенность из столбца G в виде процента от суммарных национальных показателей выбросов в текущем году. Это единица измерения степени неопределенности в суммарных национальных показателях выбросов для рассматриваемой категории источников. Значения в каждой строке столбца H - это значения из столбца G, умноженные на значения из столбца D, разделенные на итог в нижнем поле столбца D. Итоговое значение в нижнем поле столбца H - это оценка процентной неопределенности в суммарных национальных показателях выбросов за текущий год, рассчитанная на основе выше упомянутых значений с использованием Правила A. Это итоговое значение является производным сложения квадратов значений в столбце H и последующего извлечения квадратного корня;
- в столбце I указывается процентная разница в выбросах за базовый и текущий года, причиной которой является 1% рост выбросов в категории источников как в базовом, так и в текущем годах; Это позволяет определить чувствительность тенденции в выбросах к систематической неопределенности в оценке выбросов (то есть, которая коррелируется между базовым и текущим годами). Это является чувствительностью типа A (смотри выше). В Приложении 6A.1 Руководства IPCC по добросовестной практике (IPCC, 2000) приводится вывод формулы для значений из столбца I;
- в столбце J указывается процентная разница в выбросах за базовый и текущий года, причиной которой является 1% рост выбросов в категории источников только в текущем году; Это позволяет определить чувствительность тенденции в выбросах к случайной ошибке в оценке выбросов (то есть, которая не коррелируется между базовым и текущим годами). Это является чувствительностью типа B (смотри выше). Формула для значений из столбца J взята из Приложения 6A Руководства по добросовестной практике IPCC (IPCC, 2000);
- информация из столбцов I и F используется в столбце K для того, чтобы показать неопределенность в тенденции выбросов, которая связана с неопределенностью в коэффициентах выбросов, при том допущении, что данная неопределенность в коэффициентах выбросов коррелируется по годам. В том случае, если пользователь принимает решение о том, что неопределенности в коэффициентах выбросов не коррелируются по годам, то, в соответствии с эффективной практикой, вместо значения из столбца I следует использовать значение из столбца J, а результат необходимо умножить на $\sqrt{2}$. Формула для значений из столбца K взята из Приложения 6A Руководства по добросовестной практике IPCC (IPCC, 2000);
- информация из столбцов J и E используется в столбце L для того, чтобы показать неопределенность в тенденции выбросов, которая связана с неопределенностью в данных по осуществляемой деятельности, при том допущении, что данная неопределенность в данных по осуществляемой деятельности коррелируется по годам. В том случае, если пользователь принимает решение о том, что

неопределенности в данных по осуществляемой деятельности коррелируются по годам, то, в соответствии с эффективной практикой, вместо значения из столбца J следует использовать значение из столбца I, а результат умножить на $\sqrt{2}$ не нужно. Формула для значений из столбца L взята из Приложения 6А Руководства по добросовестной практике IPCC (IPCC, 2000);

- в столбце M приводится оценка неопределенности в национальных показателях выбросов, причиной образования которой является рассматриваемая категория источников. В рамках Уровня 1 это выводится на основе данных из столбцов K и L с использованием Правила В. Таким образом, значение в столбце M является квадратным корнем суммы квадратов значений из столбцов K и L. Итоговое значение в нижнем поле данного столбца является оценкой общей неопределенности в тенденции, рассчитанной на основе вышеупомянутых значений с использованием уравнения распространения ошибок. Это итоговое значение выводится путем сложения квадратов всех значений из столбца M и извлечения квадратного корня. Формула для значений из столбца M и итогового значения из нижнего поля столбца M приводится в Приложении 6А Руководства по добросовестной практике IPCC (IPCC, 2000);
- столбцы N-Q используются в качестве указателей и перекрестных ссылок на подстрочные примечания:
 - столбец N включает D, M или R, в зависимости от того, основывается ли диапазон неопределенности коэффициента выбросов на информации по умолчанию (D) из руководящих указаний по категориям источников, результатах измерений, проведенных в определенных целях, или на национальной нормативно-справочной информации;
 - столбец O включает D, M или R, в зависимости от того, основывается ли диапазон неопределенности коэффициента выбросов на информации по умолчанию (D) из руководящих указаний по категориям источников, результатах измерений, проведенных в определенных целях, или на национальной нормативно-справочной информации;
 - в столбце P приводятся регистрационные номера всех экспертных заключений, использованные для оценки неопределенностей в данной категории источников;
 - в столбце Q указывается номер поясняющих подстрочных примечаний в нижней части таблицы, которые позволяют определить документальный источник данных о неопределенности (включая данные измерений), или номер любых других комментариев по конкретной строчке в таблице.

7 Отчетность по неопределенностям

Требование Руководящих указаний о предоставлении отчетности:

“Стороны должны количественно рассчитывать неопределенность в своих оценках выбросов с использованием наиболее подходящих доступных методологий, учитывая при этом руководящие указания, которые приводятся в Руководстве. Описание неопределенностей должно включаться в Информативный отчет об инвентаризации.”

В соответствии с Руководящими принципами IPCC, отчетность по неопределенностям должна представляться в таблице, аналогичной той, что приводится в Разделе

6, Управление инвентаризацией, а также ее усовершенствование и обеспечение/контроль ее качества“. Руководящие указания о представлении отчетности не содержат особого требования, касающегося данного вопроса.

8 Глоссарий

Примечание: Все определения взяты из глоссария Тома „Общие руководящие указания“ из Руководящих принципов IPCC 2006 года.

Доверительный интервал	Истинное значение величины, для которой интервал должен быть оценен, является фиксированной, но неизвестной константой, такой как ежегодные суммарные показатели выбросов в данном году для данной страны. Доверительный интервал – это диапазон, который включает истинное значение этого неизвестной фиксированной величины с указанной достоверностью (вероятностью). Как правило, делается допущение о 95-процентном доверительном интервале. С традиционной статистической точки зрения, 95-процентный доверительный интервал имеет 95-процентную вероятность включения истинного, но неизвестного значения величины. Альтернативная интерпретация – доверительный интервал является диапазоном, который может безопасно быть объявлен согласованным с данными или информацией наблюдений 95-процентный доверительный интервал заключен между 2.5-ым и 97.5-ым перцентилями плотности распределения вероятности (ПРВ)
Корреляция	Взаимная зависимость двух величин. Смотри коэффициент корреляции.
Коэффициент корреляции	Число, лежащее в пределах от 1 до +1, которое измеряет взаимную зависимость между двумя переменными величинами, наблюдаемыми совместно. Значение +1 означает, что данные переменные характеризуются идеальной прямолинейной зависимостью; значение -1, что существует идеальная обратная прямолинейная зависимость; и значение 0 означает отсутствие какой-либо прямолинейной зависимости. Это число определяется как ковариация двух переменных величин, деленная на произведение их среднеквадратических отклонений.
Функция распределения	Функция распределения или интегральная функция распределения $F(x)$ для случайной переменной X определяет вероятность $P(X \leq x)$ того, что X меньше или равно x .
Экспертное заключение	Тщательно рассмотренная, хорошо документированная количественная или качественная оценка, сделанная человеком или людьми, обладающими известным опытом экспертов в данной области, в отсутствие недвусмысленных данных наблюдений.
Метод Монте-Карло	В данных руководящих принципах метод Монте-Карло рекомендуется в качестве инструмента для проведения анализа неопределенности в инвентаризации. Принцип анализа методом Монте-Карло заключается в осуществлении многократного расчета инвентаризации при помощи компьютера, каждый раз с использованием неопределенных коэффициентов выбросов или параметров модели и случайно выбранных (компьютером) данных по осуществляемой деятельности в рамках распределения неопределенностей, первоначально установленных пользователем.

	<p>Неопределенности в коэффициентах выбросов и/или данных по осуществляемой деятельности часто являются значительными и не могут иметь нормальных распределений. В этом случае традиционные статистические правила для объединения неопределенностей становятся весьма приближенными. Анализ методом Монте-Карло может применяться в отношении этой ситуации посредством получения распределения неопределенностей для получения инвентаризационной оценки, которое согласуется с распределениями входных неопределенностей по коэффициентам выбросов, параметрами моделей и данными по осуществляемой деятельности.</p>
Нормальное распределение	<p>Нормальное распределение (или распределение Гаусса) имеет ПРВ, приведенную в нижеследующем уравнении, и определяются двумя параметрами (средним значением μ и среднеквадратическим σ отклонением).</p> $f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}} \quad -\infty \leq x \leq \infty$
Вероятность	<p>Вероятность - это реальное число в шкале 0 - 1, связанное со случайным событием. Существуют различные способы толкования вероятности. Одно из толкований рассматривает вероятность как событие, характеризуемое относительной частотой (т.е. пропорцией всех результатов, соответствующей определенному событию), в то время как другое толкование рассматривает вероятность как меру степени доверия.</p>
Плотность распределения вероятности (ПРВ)	<p>Плотность распределения вероятностей (ПРВ) - это математическая функция, которая характеризует диапазон и относительную вероятность возможных значений. ПРВ может использоваться для описания неопределенности в оценке величины, которая является фиксированной константой, чье значение точно неизвестно, или может использоваться для описания внутренней изменчивости. Цель анализа неопределенности в инвентаризации выбросов заключается в количественном расчете неопределенности в неизвестном фиксированном значении суммарных выбросов, а также выбросах и деятельности, относящихся к определенным категориям. Таким образом, в данных руководящих принципах предполагается, что ПРВ используется для оценки неопределенности, а не изменчивости (если не указано иное).</p>
Распределение вероятностей	<p>Статистическое определение: функция, устанавливающая вероятность того, что случайная величина принимает любое данное значение или относится к данному множеству значений. Вероятность всего множества значений случайной величины равняется 1.</p>
Среднеквадратическое отклонение	<p>Совокупное среднеквадратическое отклонение - это положительный квадратный корень дисперсии. Оно определяется выборочным среднеквадратическим отклонением, которое представляет собой положительный квадратный корень выборочной дисперсии.</p>
Неопределенность	<p>Недостаток знания истинного значения переменной, которая может быть описана как плотность распределения вероятности (ПРВ), характеризующий диапазон и вероятность возможных значений. Неопределенность зависит от состояния знания аналитика, которое в свою очередь зависит от качества и количества применимых данных, так же как и от знания основных процессов и методов вывода.</p>

**Анализ
неопределенности**

Анализ неопределенности модели имеет целью обеспечить количественные измерения неопределенности выходных значений, вызванной неопределенностями в самой модели и в ее входных величинах, а также исследовать относительную важность этих факторов.

9 Список цитированной литературы

Cullen A.C. and Frey H.C. (1999), *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment, A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*, ISBN 0-306-45957-4, Plenum Press, New York: London.

IPCC, *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 1 — General Guidance and Reporting* (www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol1.htm).

IPCC (2000), *IPCC Good Practice Guidance*, Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanul S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K. and Tanabe K. (eds.) (2000), *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*, NGGIP Publications, IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Institute for Global Environmental Strategies, Japan, ISBN 4-88788-000-6.

Pulles T. and Meier J. (2002), *Estimating uncertainties in GHG emissions from fuel combustion*, Background Papers IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories, IPCC NGGIP Technical Support Unit, Hayama, Japan, pp. 145–173.

Robinson J.R. (1989) *On Uncertainty in the Computation of Global Emissions for Biomass Burning*, *Climatic Change*, 14, pp. 243–262.

10 Наведение справок

Все вопросы по данной главе следует направлять сопредседателям Целевой группы по инвентаризации и прогнозу выбросов (ЦГИПВ). О том как связаться с сопредседателями ЦГИПВ вы можете узнать на официальном сайте ЦГИПВ в Интернете (www.tfeip-secretariat.org/).

Приложение А Руководство по эффективной практике для выбора плотности распределения вероятностей

Эффективная практика заключается в том, чтобы перед выбором ПРВ ⁽³⁾ в максимально возможном объеме учесть все отклонения данных. Как уже отмечалось ранее, сбор данных и процедуры ОК/КК могут помочь предотвратить образование этих отклонений или скорректировать их. Например, в том случае, если в наличии имеется национальная статистика об объемах заготовки древесины, но отклонение в ней достигает 5%, то перед оценкой случайного компонента неопределенности средняя оценка может быть откорректирована на 5%. Эффективная практика предусматривает, что подобные корректировки должны осуществляться во время точечной оценки инвентаризации выбросов. Кроме того, следует также учитывать тот факт, что величина отклонения неопределенности может со временем изменяться, в виду изменений в измерениях данных или процедурах сбора, а также в следствие изменения географического или временного масштаба сбора данных. Таким образом, корректировки отклонений могут быть различными для разных лет.

Однако, в пределах отклонений, существование которых предполагается, либо о существовании которых в данных известно даже после выполнения мероприятий по ОК/КК, могут быть применены эмпирические либо экспертные методы для учета отклонения. Видимые отклонения могут возникнуть при вероятностном анализе, по крайней мере, по двум причинам: (1) установленное подобранное распределение может иметь значение, которое отличается от наиболее вероятного значения, используемого при точечной оценке инвентаризации (например, неравномерное треугольное распределение, основанное на экспертной оценке); и (2) среднее значение прогнозов по нелинейной модели, с неопределенностью входящих данных, может отличаться от точечной оценки, полученной при помощи той же модели, если используются только точечные оценки средних значений входных данных. Таким образом, есть несколько типов отклонений, которые могут быть выявлены только после выполнения анализа неопределенности.

1. Типы плотности распределения вероятностей

Существует множество ПРВ, описанных в статистической литературе, которые часто представляют собой отдельные реальные ситуации. Выбор конкретного типа ПРВ зависит, по крайней мере, частично, от области определения функции (например, она может принимать одновременно как положительные, так и отрицательные значения, либо только неотрицательные значения), от множества значений функции (например, является ли область значений узкой или покрывает ли она порядок величин), от формы (например, симметрии), и процессов получения данных (например, аддитивный, мультипликативный). Эти соображения приводятся ниже в кратком обсуждении многих широко используемых распределений практического значения. Примерами таких задач и ситуаций являются ⁽⁴⁾.

⁽³⁾ Примите во внимание, что данный раздел взят из подраздела 3.2.2.4 Тома „Общие руководящие указания“ из Руководящих принципов IPCC 2006 года.

⁽⁴⁾ Дополнительная информация о методах оценки распределения на основе статистического анализа данных описана и иллюстрирована в работах Cullen и Frey (1999). Другие полезные библиографические

- *Нормальное распределение* является наиболее подходящим, если диапазон неопределенности невелик, и симметричен по отношению к среднему значению. Нормальное распределение возникает в ситуациях, когда многие отдельные входные значения вносят вклад в общую неопределенность, и в которых ни один из отдельных факторов неопределенности не превосходит общую неопределенность. Аналогично, если инвентризация является совокупностью многих неопределенностей отдельных категорий, ни одна из которых, однако, не доминирует над общей неопределенностью, то общая неопределенность, вероятно, будет нормальной. Предположение о нормальности зачастую пригодно для многих категорий, для которых относительный диапазон неопределенности невелик, например, для коэффициентов выбросов ископаемого топлива и данных по осуществляемой деятельности.
- *Логнормальное распределение* может быть уместным в том случае, когда неопределенности велики для неотрицательных переменных и известно, что они имеют положительный сдвиг. Коэффициенты выбросов закиси азота в удобрениях, вносимых в почву, показывают типичный инвентаризационный пример. Если перемножается много неопределенных переменных, результат асимптотически приближается к логарифмической нормальности. Так как концентрации являются результатом смешивания процессов, которые, в свою очередь, являются мультипликативными, данные о концентрации имеют тенденцию к распределению, аналогичному логнормальному. Однако в реальных условиях данные могут не быть такими «обремененными тылами», как логнормальное распределение. Распределения Вейбулла и гамма-распределение имеют приблизительно аналогичные логнормальному распределению свойства, но являются менее «обремененными тылами» и, следовательно, иногда лучше соответствуют данным по сравнению с логнормальным распределением.
- *Равномерное распределение* описывает равную вероятность получения любого значения в заданном диапазоне. Иногда равномерность распределения полезна для представления физически обозначенных величин (например, относительная величина, которая должна варьироваться между 0 и 1), или для представления экспертной заключения, когда эксперт в состоянии определить верхний и нижний пределы. Равномерное распределение – частный случай бета-распределения.
- *Треугольное распределение* является целесообразным в том случае, если верхний и нижний пределы и предпочтительное значение предоставлено экспертами, но нет другой информации о ПРВ. Треугольное распределение может быть асимметричным.
- *Квантильное распределение* - это вид эмпирического распределения, в котором делаются оценки об относительной вероятности различных диапазонов значений переменных, таких, как показанные на рисунке А-1. Такой вид распределения иногда полезен при представлении экспертного заключения относительно неопределенности.

источники включают: Hahn и Shapiro (1967 г.), Ang и Tang (1975 г.), D'Agostino и Stephens (1986 г.), Morgan и Henrion (1990 г.) и АООС США (1996 г., 1997 г., 1999 г.). Некоторые примеры вероятностных анализов используемых для инвентаризаций выбросов приводятся в работах Frey и Zheng (2002) и Frey и Zhao (2004).

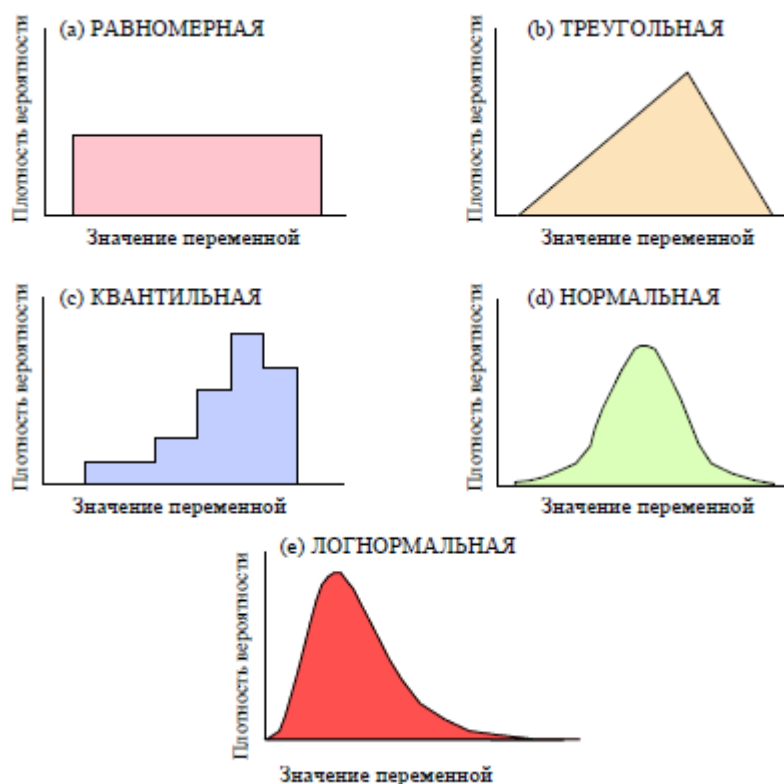


Рисунок А–1 Примеры некоторых широко используемых моделей плотности распределения вероятностей

(напр. по Фрею и Рубину, 1991 г.)

2. Вопросы, касающиеся выведения плотности распределения вероятности

Ниже следует описание того, как составители инвентаризации могут соблюсти принципы сопоставимости, согласованности и прозрачности инвентаризаций выбросов при выборе ПРВ:

- Если эмпирические данные имеются в наличии, первым вопросом является: будет ли нормальное распределение уместным для определения неопределенности. Если переменная должна быть неотрицательной, то среднеквадратическое отклонение нормального распределения не должно превышать 30 процентов от среднего значения для того, чтобы избежать недопустимо высокой вероятности ошибок, что необходимо для упреждения негативных значений. Усечения нижнего хвоста нормального распределения следует избегать, поскольку это влечет за собой изменение и других статистических значений распределения. Как правило, лучшей альтернативой усечению является поиск распределения, более подходящего для данных. Так, например, для положительно смещенных данных, которые должны быть неотрицательным, логнормальное распределение, распределении Вейбулла или гамма-распределение зачастую могут оказаться приемлемыми вариантами; однако, также может использоваться эмпирическое распределение данных;

- В случае использования экспертной оценки, выбранная функция распределения может, как правило, быть нормальной или логнормальной, дополненной треугольным или квантильным распределением соответственно;
- Прочие виды распределения могут использоваться тогда, когда в пользу их использования существуют неопровержимые доводы, на основании либо эмпирических наблюдений, либо экспертной оценки, подтвержденной теоретическими аргументами.

Вопрос о том, какая функция лучше подходит для комплекта данных, может быть довольно сложен. Один из подходов заключается в использовании площади смещения и эксцесса для поиска функциональных форм, соответствующих данным (Cullen и Frey, 1999). Эксцесс и смещение должны применяться лишь в том случае, если имеется достаточно данных, позволяющих оценить эти значения. Далее функция подгоняется к данным с помощью метода наименьших квадратов, или другими способами. Существуют критерии оценки согласия, включая критерий хи-квадрата и др. (Cullen и Frey, 1999). Во многих случаях несколько функций будут удовлетворительно соответствовать данным в определенных пределах вероятности. Эти различные функции могут иметь радикально разные распределения в крайней степени, в тех случаях, когда существует недостаток, а то и отсутствие ограничивающих их данных, и выбор одной функции вместо другой может систематически изменить результаты анализа неопределенности. Cullen и Frey (1999) подтверждают рекомендации предыдущих авторов для таких случаев: *необходимо знание об основных физических процессах, определяющих выбор функции вероятности*. Существуют критерии, в свете этого физического знания являющиеся рекомендацией к решению о том, является ли данная функция соответствующей данным или нет.

Для того чтобы использовать данные в качестве основы для определения ПРВ первый критический этап состоит в том, чтобы определить, являются ли данные случайной репрезентативной выборкой в случае выборки из совокупности. Несколько основных вопросов, на которые следует ответить в отношении этих данных, включают:

- Являются ли эти данные репрезентативными для условий, определяющих коэффициенты выбросов или данные о деятельности, с учетом национальной специфики?
- Являются ли эти данные случайной выборкой?
- Каково время усреднения для комплекта данных и является ли оно таким же, что и для оценки (которая относится к суммарным выбросам за конкретный год)? Например, данные о выбросах могли бы быть измерены в течение короткого периода времени, а не за весь год. Таким образом, для экстраполяции краткосрочных данных на более долговременную основу может потребоваться экспертное заключение.

Если данные являются случайной репрезентативной выборкой, то распределение может быть установлено непосредственно, используя классические статистические методы, даже если размер выборки небольшой. В идеале имеющиеся данные должны отражать среднегодовые величины, однако может оказаться необходимым преобразовать их, используя соответствующее время усреднения. Для нормальных распределений 95-процентный доверительный интервал будет плюс или минус двукратным оцененному среднеквадратическому отклонению совокупности. В других случаях данные могут представлять собой исчерпывающий перечень суммы всех видов деятельности (например, суммарное энергетическое использование для конкретного вида топлива). В этом случае основой для оценки неопределенностей будет информация об ошибках в измерительных

приборах либо в средствах обследования. Диапазон неопределенности в данных по осуществляемой деятельности может быть ограничен путем использования независимых методов либо проверок на согласованность. Например, данные о потреблении топлива можно сравнить с оценками производства, включая оценки производства с помощью различных методов.

Существует различие между неопределенностью в среднем и изменчивостью данных в ситуациях, в которых данные представляют изменчивость в категории внутри страны. Поскольку цель заключается в оценке среднегодовых выбросов на уровне отдельных стран, данные, которые отражают изменчивость внутри страны, должны быть усреднены по всему географическому региону страны, и неопределенность этих средних показателей следует оценивать и использовать в качестве основы для инвентаризации. И наоборот, если имеются в наличии международные данные на обобщенном уровне, без вспомогательных сведений о том, как такие данные могут быть разукрупнены по стране, существует несоответствие в масштабах, которое гораздо труднее исправить. Как правило, в этом случае неопределенность имеет тенденцию к увеличению при уменьшении географического масштаба, например, если число включенных категорий уменьшается, и если зависящие от места данные о выбросах отсутствуют. Таким образом, диапазоны неопределенности, разработанные для обобщенных данных, могут быть расширены для применимости к отдельным странам. В отсутствие какой-либо эмпирической базы для оценки относительной степени неопределенности на уровне стран, в сопоставлении с обобщенным международным уровнем, может быть использована экспертная оценка.

Для выборки из основной совокупности, необходимость состоит в том, чтобы оценить, являются ли данные случайными и репрезентативными для этой совокупности. Если так, то для определения распределения можно использовать классические статистические методы. Если нет, то потребуются некоторое сочетание анализа данных и заключения эксперта о распределениях. В первом случае Cullen и Frey (1999 г.) предлагают изучить комплект данных, используя итоговую статистику и графики для оценки важных особенностей (например, центральная тенденция, диапазон изменений, асимметрия). Понимание, достигнутое при изучении данных, в сочетании со знаниями процессов, которые порождают эти данные, должны учитываться при выборе математического или численного представления распределения.

Если параметрическое распределение выбрано в качестве кандидата для подгонки к комплекту данных, можно оценить параметры распределения, используя такие методики, как "оценка максимального правдоподобия ⁽⁵⁾" или "метод согласования моментов ⁽⁶⁾". Степень согласия распределения можно оценить различными путями, включая сравнение эмпирически подобранной интегральной функции распределения (ИФР) с первоначальным комплектом данных, составление графиков вероятностей и проверку степени согласия (см. Cullen и Frey, 1999 г.). Важно, чтобы выбор параметрического распределения для представления комплекта данных основывался не только лишь на проверке степени

⁽⁵⁾ Метод максимального правдоподобия выбирает в качестве оценок те значения параметров, при которых данные результаты наблюдения наиболее вероятны (например, Holland и Fitz-Simons, 1982 г.).

⁽⁶⁾ Метод моментов находит статистическую оценку для неизвестных параметров распределения путем приравнивания соответствующих выбранных моментов к соответствующим моментам распределения. Метод прост в применении и дает согласованную формулу оценки. Во многих случаях оценки метода моментов являются смещенными (Wackerly, Mendenhall III и Scheaffer, 1996 ; стр. 395-397).

согласия, но также на подобию процессов, которые привели к формированию данных, с теоретической основой для распределения (например, Hahn и Shapiro, 1967 г.).

Если данные усредняются за период меньше одного года, то может оказаться необходимым экстраполировать неопределенность на данный год. Рассмотрим пример, в котором комплект данных отражает изменчивость в среднесуточных измерениях выбросов для конкретной категории источников. Один метод, подробно описанный Frey и Rhodes (1996 г.), заключается в подгонке параметрического распределения к комплекту данных суточной изменчивости, использовании численного метода, известного как метод замещения, для оценки неопределенности в параметрах распределения и использование метода Монте-Карло для моделирования рандомизированных ежегодных средних величин коэффициента выбросов. Используя метод замещения (бутстрап), можно смоделировать неопределенность в распределении выборки для параметров подогнанного распределения (см. Efron и Tibshirani, 1993 г.; Frey и Rhodes, 1996 г.; Frey и Bammi, 2002 г.).

3. Зависимость и корреляция между входными элементами

В данном разделе дается краткий обзор вопросов, относящихся к зависимости и корреляции между входными элементами. Более подробную информацию по данной теме можно найти в работах Morgan и Henrion (1990 г.), Cullen и Frey (1999 г.), Smith и др. (1992).

При проведении вероятностного анализа предпочтительно определить модель таким образом, чтобы входные элементы были бы максимально статистически независимы. Например, вместо того, чтобы пытаться оценить данные о деятельности по многим подкатегориям, для которых данные определены по крайней мере частично на основании различий, лучше будет присвоить неопределенности более известным совокупным мерам деятельности. Например, использование топлива в жилых районах можно оценить как разницу между суммарным потреблением и использованием в секторах транспорта, промышленности и торговли. В этом случае оценка неопределенности в использовании топлива в жилых районах отрицательно коррелируется с неопределенностями в использовании топлива в других подкатегориях и может быть даже очень большой по сравнению с неопределенностью в суммарном потреблении. Таким образом, вместо того, чтобы пытаться оценить неопределенности отдельно по каждой подкатегории, с практической точки зрения будет более разумно оценить неопределенность для суммарного потребления, для которого могут иметься хорошие оценки и перекрестные проверки.

Зависимости, если таковые существуют, не во всех случаях могут быть важными для оценки неопределенностей. Зависимости между входными элементами будут иметь смысл только тогда, когда эти зависимости существуют между двумя входными элементами, к которым неопределенность в инвентаризации является чувствительной и, когда эти зависимости достаточно сильны. В отличие от этого слабые зависимости между входными элементами или сильные зависимости между входными элементами, к которым неопределенность в инвентаризации не чувствительна, окажут относительно небольшое влияние на результат анализа. Конечно, некоторые взаимозависимости представляют важность, и если их не учитывать, то это может привести к обманчивым результатам. Положительные корреляции между входными элементами имеют тенденцию к увеличению диапазона неопределенности на выходе, тогда как отрицательные корреляции стремятся к его уменьшению. Однако, положительные корреляции в неопределенности при сравнении двух лет в качестве части анализа тенденции уменьшат неопределенность в тенденции.

Для включения зависимостей в анализ могут рассматриваться нижеследующие методы:

- расслоение (стратификация) или объединение категорий для минимизации эффекта зависимостей;
- моделирование явной зависимости;
- симуляция взаимоотношения с помощью строгих парных методов (которые включены во многие пакеты прикладных программ);
- использование технологий повторной выборки в случаях, когда доступны многомерные комплекты данных;
- рассмотрение случаев связывания или чувствительности (например, один случай предполагает независимость, а другой – полную положительную корреляцию); и
- для анализа или симуляции временной автокорреляции могут использоваться методики временных рядов.

В качестве простого примера, Zhao и Frey (2004a) оценили последствия решения о том, следует ли неопределенность оценки коэффициента выбросов для различных категорий, полученных от одного и того же источника данных, рассматривать как зависимые или независимые между категориями, и обнаружили, что это не имеет значения для общей неопределенности инвентаризации. Конечно, этот результат характерен для отдельных рассмотренных случаев и должен проверяться в других приложениях. В качестве более сложного примера, приведенного в блоке 3.1, Ogle и др. (2003) рассмотрели зависимости факторов управления почвами, которые оценены для общего комплекта данных в рамках единой модели регрессионного типа, путем определения ковариации ⁽⁷⁾ между факторами редуцированной обработки почв и отсутствия обработки, а затем использовали эту информацию для оценки значений фактора управления с помощью соответствующей корреляции моделирования методом Монте-Карло ⁽⁸⁾. Следует рассмотреть возможность корреляции среди входных переменных и сосредоточиться на тех, которые наиболее вероятно будут иметь наибольшие зависимости (например, применение факторов управления на практике одним и тем же способом в разные кадастровые годы или корреляции между деятельностью по обработке из года в год).

⁽⁷⁾ Ковариация между двумя переменными величинами (x и y) измеряет их взаимную зависимость. Ковариация выборки, состоящей из n пар значений, является общей суммой произведений отклонения отдельных значений x от среднего значения x и отклонения соответствующего отдельного значения y от среднего значения y , разделенной на $(n-1)$.

⁽⁸⁾ Более подробное рассмотрение и примеры этих типов методов изложены в работах Cullen и Frey (1999), Morgan и Henrion (1990), и USEPA (1996). Эти документы также содержат справочные ссылки на соответствующую литературу.

Блок 3.2 Пример оценки неопределенности методом Монте-Карло с корреляциями

В работе Ogle и др. (2003) выполнен анализ методом Монте-Карло для оценки неопределенности инвентаризации уровня 2, связанной с изменениями количества С в почвах по причинам землепользования и обработки сельскохозяйственных земель в Соединенных Штатах. Факторы обработки были оценены примерно по 75 процентам опубликованных исследований с использованием линейных моделей смешанных эффектов. ПРВ базировались на данных об эффекте обработки на глубине 30 см в течение 20 лет после ее выполнения. Соответствующие запасы были оценены с использованием Национальной базы данных об обследовании почвенных свойств, в которой содержатся данные, собранные Министерством сельского хозяйства Соединенных Штатов (USDA). ПРВ были основаны на средних значениях и разнице примерно для 3700 педонов, с учетом пространственной автокорреляции мест их расположения вследствие скученного характера распределения. Данные о землепользовании и о деятельности по обработке были зафиксированы в инвентаризации природных ресурсов USDA, в котором отслеживается деятельность по обработке сельскохозяйственных земель более чем для 400,000 точек на территории Соединенных Штатов, вместе с дополнительными данными о приемах механической обработки, эти данные предоставляются Информационным центром по почвозащитным методам (СТПС). Анализ с помощью метода Монте-Карло был осуществлен с использованием коммерческого программного обеспечения, код которого разработан аналитиками США. Их анализ учитывает зависимости между оцениваемыми параметрами, полученными из общих комплектов данных. Например, факторы использования сельскохозяйственных земель в иных целях и изменения в землепользовании между состояниями «культивируется» и «не культивируется» были получены из одного регрессионного анализа с использованием индикаторной переменной для использования сельскохозяйственных земель в иных целях, и следовательно, являются взаимосвязанными. Их анализ также учел зависимости в области землепользования и данных о деятельности по обработке. При имитации входных величин, факторы были признаны полностью зависимыми от базового и текущего инвентаризационного года, поскольку относительное влияние обработки почвы на количество С в почве было принято одним и тем же, вне зависимости от года, когда была внедрена практика. Таким образом, факторы были смоделированы с идентичным случайным значением. Напротив, соответствующие накопления углерода для различных видов почв в каждом климатическом регионе были смоделированы независимо, с различными случайными значениями, поскольку запасы для каждого региона были оценены по отдельным независимым комплектам данных. Аналитики США решили использовать 50000 циклов для анализа методом Монте-Карло. Это количество является достаточным, поскольку имеющиеся значения точны только до десятых долей, и результаты моделирования были признаны относительно стабильным на этом уровне значимости. Ogle и др. (2003) установили, что для минеральных почв верно среднее значение $10.8 \text{ Tg C yr}^{-1}$ в период с 1982 по 1997 года при 95% доверительном интервале, при колебании значения в пределах от 6.5 до $15.3 \text{ Tg C yr}^{-1}$. Напротив, органические обрабатываемые почвы теряли в среднем 9.4 Tg C yr^{-1} , в пределах от 6.4 до $13.3 \text{ Tg C yr}^{-1}$. Кроме того, Ogle и др. (2003) обнаружили, что изменчивость фактора обработки вносит до 90 процентов вклада в общую неопределенность окончательной оценки изменений количества углерода в почве.

4. Список цитированной литературы

- Ang, A. H-S., and Tang, W.H., (1984), *Probability Concepts in Engineering Planning and Design, Volume 2 — Decision, Risk, and Reliability*, John Wiley and Sons, New York.
- Cullen, A.C. and Frey, H.C. (1999), *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*, Plenum, New York.
- D'Agostino, R.B. and Stephens, M.A. (eds.) (1986), *Goodness-of-Fit Techniques*, Marcel Dekker, New York.
- Efron, B. and Tibshirani, R.J. (1993), *An Introduction to the Bootstrap*, Chapman and Hall, New York.
- Frey, H.C. and Bammi, S. (2002), 'Quantification of Variability and Uncertainty in Lawn and Garden Equipment NO_x and Total Hydrocarbon Emission Factors', *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 52(4), pp. 435–448.
- Frey, H.C. and Rhodes, D.S. (1996), 'Characterizing, Simulating, and Analyzing Variability and Uncertainty: An Illustration of Methods Using an Air Toxics Emissions Example', *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 2(4), pp. 762–797, December 1996.
- Frey, H.C. and Rubin, E.S. (1991), *Development and Application of a Probabilistic Evaluation Method for Advanced Process Technologies*, Final Report, DOE/MC/24248-3015, NTIS DE91002095, Prepared by Carnegie-Mellon University for the U.S. Department of Energy, Morgantown, West Virginia, April 1991, p. 364.
- Frey, H.C. and Zheng, J. (2002), 'Probabilistic Analysis of Driving Cycle-Based Highway Vehicle Emission Factors', *Environmental Science and Technology*, 36(23), pp. 5184–5191, December 2002.
- Hahn, G.J., and Shapiro, S.S. (1967), *Statistical Models in Engineering*, Wiley Classics Library, John Wiley and Sons, New York.
- Holland, D.M and Fitz-Simons, T. (1982), 'Fitting statistical distributions to air quality data by the maximum likelihood method', *Atmospheric Environment*, 16(5), pp. 1071–1076.
- Morgan, M.G., and Henrion, M. (1990), *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*, Cambridge University Press, New York.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Eve, M.D. and Paustian, K. (2003), 'Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for U.S. agricultural lands between 1982 and 1997', *Global Change Biology* 9, pp. 1521–1542.
- Smith, A.E, Ryan, P.B. and Evans J.S. (1992), 'The effect of neglecting correlations when propagating uncertainty and estimating the population distribution of risk', *Risk Analysis*, 12, pp. 467–474.
- US EPA (1996), *Summary Report for the Workshop on Monte Carlo Analysis*, EPA/630/R-96/010, Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA (1997), *Guiding Principles for Monte Carlo Analysis*, EPA/630/R-97/001, Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA (1999), *Report of the Workshop on Selecting Input Distributions for Probabilistic*

Assessments, EPA/630/R-98/004, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, January 1999 (www.epa.gov/ncea/input.htm).

Wackerly, D.D., Mendenhall III, W. and Scheaffer, R.L. (1996), *Mathematical Statistics with Applications*, Duxbury Press, USA.

Zhao, Y. and Frey, H.C. (2004), 'Development of Probabilistic Emission Inventory for Air Toxic Emissions for Jacksonville, Florida', *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54(11), pp. 1405–1421.