



**Программа Организации
Объединенных Наций по
окружающей среде**

Distr.: General
4 December 2007

Russian
Original: English

Стокгольмская конвенция о стойких органических загрязнителях
Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей
Третье совещание
Женева, 19-23 ноября 2007 года

**Доклад Комитета по рассмотрению стойких органических
загрязнителей о работе его третьего совещания**

Добавление

Характеристика рисков по бета-гексахлорциклогексану

На своем третьем совещании Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей принял характеристику рисков по бета-гексахлорциклогексану на основе проекта, содержащегося в документе UNEP/POPS/POPRC.3/18. Текст характеристики рисков с внесенными поправками приводится ниже. Он не был официально отредактирован.

БЕТА-ГЕКСАХЛОРОЦИКЛОГЕКСАН

ХАРАКТЕРИСТИКА РИСКОВ

Принята Комитетом по рассмотрению стойких органических
загрязнителей Стокгольмской конвенции
на его третьем совещании

Ноябрь 2007 года

СОДЕРЖАНИЕ

Исполнительное резюме	4
1 Введение	6
1.1 Идентификационные данные химического вещества	6
1.1.1 Физико-химические свойства.....	6
1.2 Вывод Комитета по рассмотрению СОЗ по информации в соответствии с приложением D.....	7
1.3 Источники данных	7
1.4 Статус данного химического вещества в рамках международных конвенций	8
2 Резюме информации, имеющей отношение к характеристике рисков.....	8
2.1 Источники.....	8
2.1.1 Производство	8
2.1.2 Торговля и запасы	8
2.1.3 Виды применения.....	8
2.1.4 Выбросы в окружающую среду	8
2.2 Экологическая "судьба"	9
2.2.1 Стойкость	9
2.2.2 Биоаккумуляция	10
2.2.3 Перенос в окружающей среде на большие расстояния.....	11
2.3 Воздействие.....	12
2.3.1 Данные экологического мониторинга на местах	12
2.3.2 Воздействие в результате переноса в окружающей среде на большие расстояния	13
2.3.3 Пища	13
2.3.4 Нагрузка на организм.....	14
2.3.5 Воздействие на детей	15
2.3.6 Информация о биологической доступности	16
2.4 Оценка опасности и пределы, вызывающие обеспокоенность.....	16
2.4.1 Здоровье человека	16
2.4.2 Окружающая среда.....	19
3 Обобщение информации	20
4 Заключение	21
Литература	22

Исполнительное резюме

Будучи Стороной Стокгольмской конвенции, Мексика представила предложение о включении линдана, а также альфа- и бета-хлорциклогексана в приложение А, В или С к Стокгольмской конвенции. После согласования проекта характеристики рисков для линдана на прошлом совещании Комитета по рассмотрению в ноябре 2006 года, Комитет пришел к выводу, что бета-ГХГ также соответствует критериям отбора, изложенным в приложении D к Конвенции, и о том, что следует провести дальнейшую проработку предложения и подготовить проект характеристики рисков.

После широко распространенного применения по всему миру в течение почти 40 лет, технический гексахлорциклогексан (ГХГ) был постепенно заменен линданом (гамма-ГХГ). Сообщений о значительных видах применения технического ГХГ не поступало с 2000 года. В то же время, выбросы в окружающую среду могут происходить в результате производства линдана, а также с мест захоронения опасных отходов, могильников и зараженных объектов. В силу своих опасных характеристик и широкого распространения, технический ГХГ, включая бета-ГХГ, является предметом национальных и международных норм регулирования и запретов.

Процессы абиотической деградации не играют значительной роли в "судьбе" бета-ГХГ в окружающей среде, поэтому фотолиз и гидролиз не оказывают на него существенного воздействия. При благоприятных условиях бета-ГХГ подвержен биодegradации. Однако по сравнению с гамма- и альфа-ГХГ это самый труднорастворимый изомер. Данные лабораторных и полевых исследований, включая долгосрочное исследование почв, позволяют сделать вывод о стойкости бета-ГХГ в почве, особенно при низких температурах. Он в основном связывается с частицами и отличается низкой способностью к вымыванию.

Физико-химические свойства бета-ГХГ позволяют этому веществу рассеиваться от источников до Арктики в результате переноса на большие расстояния при посредстве океанских течений. Бета-ГХГ был обнаружен в Северном Ледовитом океане и присутствует там в организме как морских, так и наземных видов, а также людей.

После запретов и ограничений бета-ГХГ по всему миру, уровни его экспозиции в отдельных районах понизились. В то же время, в районах, которые подвергались воздействию бета-ГХГ недавно, и/или в сильно загрязненных районах уровень по-прежнему остается повышенным. Особую обеспокоенность вызывает воздействие с мест захоронения опасных отходов и свалок, где происходило удаление примесей бета-ГХГ, образовавшихся в результате производства линдана. В силу его стойкости, бета-ГХГ может быть по-прежнему обнаружен во всех экологических нишах на низких фоновых уровнях, за исключением регионов недавнего применения и/или высокого загрязнения. Данных по абиотической среде арктических районов недостаточно, отчасти потому, что уровни бета-ГХГ низки по сравнению с другими изомерами ГХГ. По контрасту с этой информацией, в арктической биоте, включая млекопитающих и птиц, были обнаружены довольно высокие концентрации, уровень которых растет.

Бета-ГХГ присутствует как в наземной, так и в водной пищевых цепях. Бета-ГХГ может обладать способностью к биоаккумуляции и биоусилению в биоте и арктических пищевых сетях, особенно на верхних трофических уровнях. В организме человека может происходить накопление в жировых тканях и наблюдаться высокая концентрация в крови и материнском молоке. Бета-ГХГ передается от матерей к плоду и к грудным младенцам.

Бета-ГХГ остро токсичен для водных организмов и оказывает эстрогенное воздействие на рыб. С высокими уровнями бета-ГХГ и ГХГ связывают понижение жизнеспособности потомства птиц, а также снижение концентраций ретинола в организме белых медведей.

Результаты токсикологических исследований бета-ГХГ свидетельствуют о его нейротоксичности и гепатотоксичности. Кроме того, у лабораторных животных было замечено воздействие на репродуктивную способность, подавление иммунной системы и воздействие на детородную способность. Бета-ГХГ был классифицирован как вещество группы 2В, возможно канцерогенное для человека, Международным агентством по исследованиям в области раковых заболеваний (IARC). Несколько имеющихся эпидемиологических исследований свидетельствуют о том, что бета-ГХГ может играть определенную роль в раке груди человека.

Воздействие бета-ГХГ на человека происходит главным образом в результате приема в пищу загрязненных продуктов питания, в том числе, растительного и животного происхождения. Предполагается, что высокие уровни воздействия отмечаются также в зараженных районах интенсивного применения, производства в прошлом, местах захоронения и хранения запасов.

Учитывая характеристику рисков и уровней воздействия в окружающей среде, включая пищевую цепь, можно сделать вывод о том, что бета-ГХГ способен оказывать неблагоприятное воздействие на живую природу и

здоровье человека в загрязненных и отдаленных регионах, включая регион Арктики. Органы общественного здравоохранения арктических районов полагают, что в настоящее время значительные социальные, культурные и экономические выгоды от традиционного питания перевешивают риски таких загрязнителей, как ГХГ, но в то же время, такие риски дают еще одно основание для скорейшего введения мер регулирования и устранения всех изомеров ГХГ из традиционных продуктов питания.

На основании характеристики рисков, наряду с оценкой ежедневного попадания бета-ГХГ в организм коренного населения Арктики, превышающего безопасные справочные значения такого попадания, и с учетом широко распространенной встречаемости бета-ГХГ в биоте, в том числе в отдаленных районах, далеко отстоящих от вероятных источников, выводится заключение о том, что в результате его переноса в окружающей среде на большие расстояния данное вещество может оказывать серьезное неблагоприятное воздействие на здоровье человека и окружающую среду, что это обосновывает принятие соответствующих глобальных действий.

1 Введение

В ходе осуществления процедуры по включению линдана в приложение А к Стокгольмской конвенции Комитет по рассмотрению СОЗ обсудил предложение по линдану и пришел к выводу, что "другие изомеры гексахлорциклогексана также заслуживают рассмотрения" (UNEP/POPS/POPRC.2/10). В результате 26 июля 2006 года Мексика представила предложение о включении бета-гексахлорциклогексана в перечни в приложениях А, В или С к Стокгольмской конвенции (UNEP/POPS/POPRC2./INF/8). Австрия от имени Германии подготовила первый рабочий проект по бета-ГХГ.

Бета-ГХГ является одним из пяти стабильных изомеров технического ГХГ, хлорорганического пестицида, ранее применявшегося в сельском хозяйстве. Образ действия изомеров ГХГ различен как с количественной, так и с качественной точки зрения с учетом их биологической активности в центральной нервной системе как основном органе воздействия. Бета-ГХГ оказывает главным образом подавляющее воздействие, однако, окончательное воздействие смеси изомеров зависит от ее состава (IPCS, 2001). В целом ГХГ относятся к наиболее изученным пестицидам в плане их преобразований в окружающей среде и воздействия (Breivik et al., 1999).

1.1 Идентификационные данные химического вещества

Химическое наименование: Бета-гексахлорциклогексан (бета-ГХГ).

Наименование ИЮПАК: (1-альфа, 2-бета, 3-альфа, 4-бета, 5-альфа, 6-бета)-гексахлорциклогексан

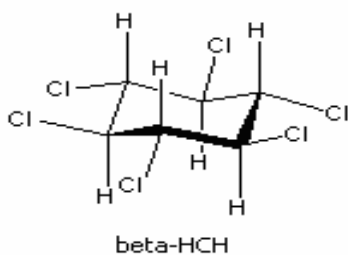
Общепринятые синонимы: бета-1,2,3,4,5,6-гексахлорциклогексан; бета-бензолгексахлорид; бета-БГХ, бензол-дигексахлорид; бета-ГХГ; бета-гексахлорциклогексан; гексахлорциклогексан, бета-изомер; бета-линдан; гексахлорциклогексан-бета; транс-альфа-бензолгексахлорид; бета-бензолгексахлорид (Chemfinder, 2007)

Номер КАС: 319-85-7

Химическая формула: $C_6H_6Cl_6$

Молекулярный вес: 290.83

Рис. 1: Структура бета-ГХГ (с изменениями из Buser et al., 1995)



1.1.1 Физико-химические свойства

Отдельные физико-химические свойства бета-ГХГ приводятся в таблице 1. Бета-ГХГ более растворим в воде и октанолу по сравнению с другими хлорорганическими пестицидами. Его химическое строение, судя по всему, придает ему повышенную физическую и метаболическую стабильность (например, бета-ГХГ отличается низким давлением пара и более высокой точкой плавления, чем альфа-изомер). Физико-химические свойства бета-ГХГ, выборочно представленные в таблице 1, обеспечивают его "холодную конденсацию", обогащение данного вещества в холодных климатических условиях по сравнению с концентрациями вблизи от источников, по высотной и широтной шкале, описанной Wania and Mackay (1996).

Константа Генри бета-ГХГ на 20 порядков ниже, чем у альфа-ГХГ, и значительно понижается при температуре воды, что благоприятствует выделению из воды в воздух. Кроме того, его относительно высокий $\log K_{oa}$ способствует выделению из воздуха в экологические органические фазы. Вероятно поэтому пути переноса альфа- и бета-ГХГ в окружающей среде расходятся (Li and Macdonald, 2005). На основании подробного анализа данных о физико-химических свойствах альфа- бета- и гамма-ГХГ Xiao et al. (2004) пришли к выводу о том, что его иное поведение в окружающей среде вызывается более высокой растворимостью в воде и октанолу, а не более низкой летучестью по сравнению с гамма- и альфа-изомерами.

Таблица 1: Отдельные физико-химические свойства бета-ГХГ

Точка плавления (К)	314-315 ₁
Точка кипения (К)	333 при 67 Па ₁
Растворимость в воде (моль*м ⁻³ при 25°C)	1,44 ₂
Давление пара (Па при 25°C)	0,053 ₂
Константа Генри (Па м ³ моль ⁻¹)	0,037 ₂
Log Kow (25°C)	3,9 ₂
Log Koa (25°C)	8,7 ₂
Физическое состояние	Кристаллическое твердое ₁

₁ ATSDR (2005)

₂ Xiao et al. (2004)

1.2 Вывод Комитета по рассмотрению СОЗ по информации в соответствии с приложением D

Комитет по рассмотрению СОЗ провел оценку предложения в отношении бета-ГХГ, представленного Мексикой (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/8, резюмировано секретариатом в документе UNEP/POPS/POPRC.2/16) в соответствии с требованиями, изложенными в приложении D к Стокгольмской конвенции на его втором совещании в Женеве. В решении КРСОЗ-2/10 Комитет пришел к выводу, что альфа-ГХГ отвечает критериям отбора, указанным в приложении D. Комитет также постановил создать специальную рабочую группу для дальнейшего рассмотрения предложения и подготовки проекта характеристики рисков в соответствии с приложением E к Конвенции.

1.3 Источники данных

Настоящий проект характеристики рисков основан на следующих источниках данных:

- Представленное Мексикой предложение о включении альфа- и бета-ГХГ в перечни в приложениях А, В и/или С к Конвенции (UNEP/POPS/POPRC2./INF/8), 2006 год.
- Решение КРСОЗ-2/10 Комитета по рассмотрению, 2006 год.
- Информация, представленная Сторонами и наблюдателями согласно приложению E к Конвенции: конкретная и/или научная информация: Чешская Республика, Франция, Германия, Международная сеть по ликвидации СОЗ IPEN), Япония, Норвегия, Швейцария, Соединенные Штаты Америки; общая информация: Алжир, "Stop Life International", Королевство Бахрейн, Маврикий, Мексика, Катар, Республика Литва и Турция. Данная информация размещена на веб-сайте Конвенции (<http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/submissions.htm>).
- Assessment of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers, USEPA, 2006. http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/factsheets/lindane_isomers_fs.htm.
- International Programme on Chemical Safety, ALPHA- and BETA-HEXACHLOROCYCLOHEXANES, Environmental Health Criteria 123, World Health Organization. Geneva, 1992. <http://www.inchem.orr/documents/ehc/ehc/ehc123.htm>.
- Toxicological profile for hexachlorocyclohexanes, United States of America Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2005. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>.
- The North American Regional Action Plan (NARAP) on Lindane and Other Hexachlorocyclohexane (HCH) Isomers. 2006. North American Commission for Environmental Cooperation http://www.cec.orr/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053.

Помимо этих источников информации был произведен поиск литературы в публичных базах данных, в том числе: база данных ECOTOXicology (Ecotox, <http://www.epa.gov/ecotox/>), Банк данных по опасным веществам (HSDB, <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>), Pubmed (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?DB=pubmed>) и База данных экологических преобразований (EFDB http://www.syrres.com/esc/efdb_info.htm). В целом поиск проводился по химическому наименованию и номеру КАС и/или

сочетанию технических терминов с целью выявления всех имеющихся данных. По той же причине рассматривались также конкретные тематические и обновленные материалы.

В указанных выше обзорах содержатся конкретные ссылки, которые в настоящей характеристике рисков не перечисляются повторно. Упоминаемые здесь ссылки приводятся в документе UNEP/POPS/POPRC.3/INF/28.

1.4 Статус данного химического вещества в рамках международных конвенций

Бета-ГХГ является компонентом технического ГХГ, который регулируется по меньшей мере двумя международными соглашениями. Первое из них - Орхусский протокол 1998 года о стойких органических загрязнителях (СОЗ) к Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния. Технический ГХГ включен в список в приложении II к данному Протоколу, который ограничивает его применение исключительно промежуточным этапом в производстве других химических веществ.

Вторым соглашением является Роттердамская конвенция о применении процедуры предварительного обоснованного согласия (ПОС) в отношении отдельных опасных химических веществ и пестицидов в международной торговле. На ГХГ (смесь изомеров) распространяется процедура ПОС, он включен в перечень в приложении III к Конвенции.

В 2006 году Канада, Мексика и Соединенные Штаты подписали Североамериканский региональный план действий (САРПД) по линдану и другим изомерам гексахлорциклогексана. Цель САРПД заключается в сокращении рисков, связанных с воздействием линдана и других изомеров ГХГ на человека и окружающую среду.

В Европейском Союзе производство и применение технического ГХГ в качестве промежуточного вещества в химическом производстве будет окончательно прекращено не позднее, чем к концу 2007 года (Норма (ЕС) No 850/2004). ГХГ также включены в приоритетные вещества (решение No 2455/2001/ЕС), принятые ЕС Рамочной директивой о водных ресурсах 2000/60/ЕС

Изомеры гексахлорциклогексана, включая бета-изомер, включены в Список химических веществ, подлежащих первоочередным мерам Комиссии ОСПАР по защите морской среды в северо-восточной части Атлантического океана. Целью заключается предотвращение загрязнения этого морского района путем постоянного сокращения выбросов, утечек и потерь опасных веществ.

2 Резюме информации, имеющей отношение к характеристике рисков

2.1 Источники

2.1.1 Производство

Сам по себе бета-ГХГ не является предметом преднамеренного производства и предложения на рынке. Он производится в качестве составной части технического ГХГ, который применяется в качестве хлорорганического инсектицида или химического вещества, являющегося промежуточным в производстве обогащенного гамма-ГХГ (линдана). Данных о существующем производстве технического ГХГ представлено не было, тогда как линдан по-прежнему производится (ИПРА, 2006) Дальнейшие подробности о производстве и повторном применении остаточных ГХГ приводятся в документе UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4 (характеристика рисков по линдану) и ИПРА (2006).

Следующие страны, представившие информацию в соответствии с приложением E, сообщили, что в настоящее время бета-ГХГ в них не производится и не применяется: Чешская Республика, Германия, Маврикий, Мексика, Норвегия, Катар, Республика Литва, Турция, Швейцария и Соединенные Штаты Америки.

2.1.2 Торговля и запасы

Просьба см. раздел 2.1.2 проекта характеристики рисков альфа-ГХГ.

2.1.3 Виды применения

Просьба см. раздел 2.1.3 проекта характеристики рисков альфа-ГХГ.

2.1.4 Выбросы в окружающую среду

Бета-ГХГ попадает в окружающую среду несколькими путями. Исторически выбросы бета-ГХГ происходили в процессе изготовления технического ГХГ и его применения в качестве пестицида. Li et al. (2003) оценивают глобальные выбросы бета-ГХГ в результате применения технического ГХГ в период с 1945 по 2000 год в 850 000 тонн, из которых 230 000 тонн представляли собой выбросы в атмосферу за тот же период. В 1980 году потребление бета-ГХГ находилось на уровне примерно 36 000 тонн, а расчетные первичные выбросы

составляли 9800 тонн (83 процента в результате применения и 17 процентов за счет остатков в почве после применения в более ранний период). В 1990 году эти показатели сократились до 7400 (применение) и 2400 тонн (выбросы). В 2000 году выбросы бета-ГХГ из остатков в почве составили 66 тонн, причем прямого применения технического ГХГ не осуществлялось. Кроме того, в результате запрета технического ГХГ в северных странах глобальные выбросы бета-ГХГ приобрели "южный уклон" (Li et al., 2003).

Выбросы бета-ГХГ в окружающую среду возможны также с мест захоронения опасных отходов (USEPA, 2006), из запасов и остатков производства линдана, которые не всегда регулируются и безопасность которых не всегда поддерживается должным образом (ИПРА, 2006). Кроме того, загрязненные объекты (например, бывшие заводы по производству) могут также увеличивать экологическое бремя от бета-ГХГ (Concha-Grana et al., 2006). Германия (представленная информация по приложению E, 2007 год) сообщает, что несколько изолированных источников по-прежнему сохраняются, например, могильники и свалки в бывшей ГДР (Восточной Германии), образовавшиеся в результате применения технического ГХГ. В результате в 2003 году близ бывшего места производства на реке Эльбе после ливней и наводнений в организме рыб были обнаружены повышенные концентрации бета-ГХГ. В то же время, количественные оценки выбросов с мест захоронения и могильников опасных отходов отсутствуют.

2.2 Экологическая "судьба"

2.2.1 Стойкость

Исследования гидролиза и фотолиза бета-ГХГ чрезвычайно ограничены. В литературе на данный момент имеется только одно исследование фотодеградациии. Сообщается о периоде полураспада в результате фотодеградациии тонкой пленки бета-ГХГ 152 часа (ATSDR, 2005). Значимость этого результата вызывает сомнения, поскольку избранная структура опыта не соответствовала международно-признанным принципам опытов в области фотолиза и, как отмечает ATSDR (2005), полос поглощения в изучавшейся части спектра не наблюдалось. В целом, не ожидается, что фотолиз является важным процессом, определяющим экологическую "судьбу" бета-ГХГ, поскольку поглощения света > 290 нм не происходит.

На основании расчетной атмосферной константы $OH\ 5,73 \times 10^{-13}$ см³/молекул-сек (HSDB, 2006), расчетный период полураспада бета-ГХГ составляет 56 суток (с использованием среднего значения концентрации гидроксильного радикала 5×10^5 молекул/см³ по данным TGD (2003)).

АООС США (2006) пришло к выводу, что в целом изомеры ГХГ невосприимчивы к таким абиотическим процессам, как фотолиз и гидролиз (за исключением базовых рН).

В принципе бета-ГХГ подвержен биодеградациии в аэробных и анаэробных условиях. В то же время, в нескольких исследованиях отмечается, что значительная деградация происходит главным образом в анаэробных условиях (Middeldorp et al., 1996). Деградация наблюдалась в чистых культурах, почвенном растворе, почвенном микрокосме, в полевых исследованиях и в процессе биологического восстановления почвы загрязненных объектов (Phillips et al., 2005). Эффективность вывода варьируется в зависимости от структуры эксперимента и экологических факторов.

В целом метаболический путь бета-ГХГ протекает анаэробно через дехлорирование до тетрахлорциклогексана и дихлорциклогексана - нестабильного метаболита. В метаногенных условиях в качестве стабильных конечных продуктов образовывались хлорбензол и бензол. Эти метаболиты могут подвергаться дальнейшей аэробной или анаэробной минерализации (Phillips et al., 2005). По сравнению с другими изомерами ГХГ, лабораторные данные с применением меченых радиоизотопов бета-ГХГ свидетельствуют лишь о минимальной и неполной минерализации (Sahu et al., 1995).

Бета-ГХГ считается наиболее невосприимчивым изомером ГХГ в силу его химического строения (Решение КРСОЗ-2/10, 2006 год). При благоприятных лабораторных условиях некоторые штаммы бактерий, например, *Bacillus brevis*, *Bacillus circulans*, *Dehalobacter sp.* В сочетании с *Sedimentibacter sp.*, изолированные на объектах, загрязненных ГХГ, были выявлены как деградеры ГХГ (Gupta et al., 2000; van Doesburg et al., 2005). Правда, лишь немногие штаммы (напр., *Sphingobium sp.*) способны преобразовывать бета-ГХГ в анаэробных условиях (Sharma et al., 2006).

В настоящее время ведется изучение имманентного стимулирования и добавок для биологического восстановления почв на объектах, загрязненных бета-ГХГ (например, Kumar et al., 2005; MacRae et al., 1984), однако удаление данного изомера остается трудной задачей (Phillips et al., 2005). В отношении имманентной микробной популяции незараженных почв, Bhatt et al. (2006) продемонстрировали, что применение технического ГХГ ведет к необратимому нарушению микробных популяций.

В целом, на темпы деградации влияют климатические условия, а также структура почвы, абсорбция, ведущая к изменению органических веществ, содержание воды, рН и рост бактерий (IPCS, 1992). Phillips et al. (2005)

сообщают, что бактерий, способных разлагать ГХГ при экстремальных температурах ($< 5^{\circ}\text{C}$ или $> 40^{\circ}\text{C}$) пока не выявлено.

Данные о лабораторных опытах с почвами и о полевых исследованиях почв ограничены. Singh et al. (1991) сообщают о периодах полураспада 100 и 184 суток на возделываемых и невозделываемых участках, соответственно, на песчаных суглинках в Индии в субтропических условиях. Применявшаяся смесь ГХГ немедленно внедрялась в верхний слой почвы. Образцы почвы отбирались с участков в случайной последовательности на глубине 0-15 см. В указанном исследовании не приводится количественной информации о потере бета-ГХГ через испарение или вымывание в ходе эксперимента. В условиях умеренного климата Doelman et al. (1990) наблюдали в ходе полуполевого исследования загрязненных почв отсутствие какой-либо деградации бета-ГХГ в анаэробных условиях. В ходе долгосрочного полевого исследования после применения технического ГХГ, Stewart and Chisholm (1971) отметили, что через 15 лет в песчаных суглинках в Канаде сохранилось 44 процента изомеров бета-ГХГ. Примерно 30 процентов бета-ГХГ (в результате применения технического ГХГ) наблюдалось через 570 суток в ходе полевых опытов в Японии на сельскохозяйственных угодьях (Suzuki et al., 1975). Кроме того, Chessells et al. (1988) продемонстрировали, что после применения технического ГХГ в течение 20 лет на плантациях сахарного тростника в Квинсленде, Австралия, бета-ГХГ был обнаружен в концентрациях, более чем на порядок превышающих концентрацию других изомеров. Испарение с поверхности почвы не считается важным процессом преобразований в окружающей среде (HSDB, 2006; Singh et al., 1991).

Бета-ГХГ проявил стабильность в отложениях/воде в ходе лабораторного исследования. Кроме того, наблюдалась изомеризация альфа- в бета-изомер ГХГ (Wu et al., 1997). Подробная информация в отношении изомеризации содержится в характеристике рисков линдана (UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4). В устье реки Минцзян в Китае уровни бета-изомера ГХГ по сравнению с альфа-, гамма-, и дельта-ГХГ наиболее высоки в поровых водах (1423 нг/л) по сравнению с концентрациями в поверхностных водах (92,5 нг/л) и отложениях (3,9 нг/г) (Zhang et al., 2003). Данные о периодах полураспада в воде или отложениях отсутствуют; однако на основании данных мониторинга можно сделать вывод о том, что бета-ГХГ обладает стойкостью и с трудом поддается деградации.

2.2.2 Биоаккумуляция

Коэффициент разделения октанол-вода ($\log K_{ow} = 3,78$) для бета-ГХГ свидетельствует о том, что данное вещество обладает способностью к биоаккумуляции, особенно в сочетании с его доказанной стойкостью в тканях животных (Walker et al., 1999).

По результатам опытов в соответствии со старым руководством 305 Е ОЭСР, КБК в организме полосатой гиреллы составляет 1460, т.е. находится на самом высоком уровне для всего организма по сравнению с известными значениями КБК для альфа- (1100) и гамма-ГХГ (850) (Butte et al., 1991). По данным базы ЕСОТОХ, это самый высокий известный КБК. Тем не менее, были рассмотрены критерии отбора, выполненные КРСОЗ в отношении бета-ГХГ, как это предусматривается в оценке, содержащейся в приложении к его решению КРСОЗ-2/10.

По результатам нескольких исследований, относительные пропорции изомеров ГХГ широко варьируются по видам, составляющим арктическую пищевую сеть (USEPA, 2006). Концентрации бета-ГХГ возрастают с повышением трофического уровня, особенно на высших трофических уровнях (морские млекопитающие) (USEPA, 2006; Hoekstra et al., 2003). Поскольку считается, что хлорорганические (ХО) характеристики млекопитающих в основном зависят от их способности к биопреобразованию и выделению ХО, высокие уровни бета-ГХГ, обнаруженные в организме различных видов млекопитающих, служат еще одним подтверждением высокой сопротивляемости и низких темпов ликвидации данного вещества. Нор et al. (2002) продемонстрировали, что в организме пойкилотерм и гомеотерм биоусиление бета-ГХГ происходит по-разному. В организме гомеотерм (птиц и млекопитающих) с повышением трофического уровня бета-ГХГ нарастает в более значительной степени. Fisk et al. (2001) сообщают, что самый высокий КБУ (коэффициент биоусиления) по сравнению с другими трофическими уровнями отмечается у птиц, хотя считается, что миграции и виды добычи хищников также оказывают влияние на изменение КБУ. Эти данные соответствуют выводам Moisy et al. (2001). В целом, исследования арктических морских пищевых сетей свидетельствуют о том, что КБУ практически всех исследованных видов, а также полученные коэффициенты усиления в пищевых сетях (КУПС), которыми обозначается среднее повышение на один трофический уровень в пищевой цепи, превышают 1. Например, Fisk et al. (2001) сообщали о КУПС 7,2, который сравним с соответствующими показателями более хлорированных ПХБ. Для морской пищевой сети в море Бофорта – Чукотском море Hoekstra et al. (2003) был рассчитан КУПС 2,9. Вместе с тем, в субарктических водах, напр., в Белом море, отмечаются более низкие показатели для бета-ГХГ по сравнению с результатами исследования пищевых сетей других районов. Muir et al. (2003) высказывают предположение, что это объясняется различиями в особенностях питания и в наличии/уровнях загрязнителей.

Кроме того, бета-ГХГ подвержен биоусилению в наземной пищевой цепи. Согласно данным, полученным в ходе исследований на юге Индии, ГХГ являются доминирующими ХО в биоте этого региона. Повышенные концентрации отмечаются в организме улиток и, соответственно, КБУ их хищников (например, малой белой цапли) превышает 1 (Senthilkumar et al., 2001). Кроме того, Wang et al. (2006) обнаружили, что бета-ГХГ является одним из основных соединений в организме моллюсков (информация по приложению E, представленная IPEN, 2007 год).

В недавней работе Kelly et al. (2007) показано, что для веществ со значениями $\log K_{oa} > 6$ и $\log K_{ow} > 2$ ФБК у рыб не служит надежным показателем биоусиления у дышащих воздухом животных. Об этом хорошо свидетельствует уровень бета-ГХГ в морских пищевых сетях млекопитающих и наземных сетях, поскольку соответствующие соединения способны к значительному биоусилению вплоть до 3000- и 400-кратной величины, соответственно.

Рыба, морские и наземные млекопитающие, а также птицы являются основным источником питания для нескольких групп населения в Арктике, поэтому воздействие на них через рацион питания гораздо более вероятно, чем на большинство групп населения в развитых странах мира. Уровни бета-ГХГ в материнском молоке женщин коренного населения полуострова Чукотка в России (Чукотский район, средний показатель 370 нг/г липидного веса) является самым высоким по сравнению с другими районами России и Канады (превышение в 30 раз по сравнению с Нунавиком и АМАР, 2004). Кроме того, концентрации в образцах крови матерей, отобранных в период 1994-1997 годов, также наиболее высоки в России (некоренное население Арктики, концентрация в сыворотке 223 мкг/кг липидного веса), однако, повышенные уровни были также обнаружены в Исландии (23 мкг/кг) и канадской Арктике (АМАР, 2003).

2.2.3 Перенос в окружающей среде на большие расстояния

По данным многих исследований и мониторинга, бета-ГХГ регулярно обнаруживается в окружающей среде и биоте арктических районов (например, АМАР, 2004; АМАР, 2003). Поскольку технический ГХГ, включающий бета-ГХГ, никогда не применялся в этом отдаленном районе в крупных масштабах, это свидетельствует о его переносе на большие расстояния (UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4).

По данным мониторинга воздуха в арктических районах, бета-ГХГ менее подвержен прямому распространению в высокие широты Арктики через воздух. Это, вероятно, объясняется разницей в константе закона Генри и коэффициенте разделения воздух/октанол, что свидетельствует о его повышенном тяготении к органическим веществам (Li et al., 2002). В силу этого дождевое вымывание бета-ГХГ гораздо эффективнее, чем дождевое вымывание альфа-ГХГ; кроме того, частота осадков в северной части Тихого океана выше, чем в Арктике. Исходя из этого можно сделать вывод, что бета-ГХГ, вероятно, попадает в Арктику за счет механизмов мокрого осаждения либо выделения в поверхностные воды северной части Тихого океана, после чего он переносится в Арктику океаническими течениями через Берингов пролив (Li et al., 2003). Берингово и Чукотское море являются самыми уязвимыми районами с точки зрения нагрузки ГХГ (Li et al., 2002). Концентрации бета-ГХГ в районе Берингова пролива в 1990-х годах достигали примерно 1,2 нг/л (Li and Macdonald, 2005). Такая "холодная конденсация" происходит также с бета-ГХГ, но в основном в Тихом океане и Беринговом море, вверх по течению от Северного Ледовитого океана. Таким образом, Бета-ГХГ попадает в Арктику позднее, чем альфа-ГХГ, и в рамках других моделей распространения в пространстве (Li et al., 2002). Такое распределение в пространстве и времени отражается на уровнях концентраций в организме морских и наземных млекопитающих, а также местных жителей (Li and Macdonald, 2005).

Замеры бета-ГХГ в высокогорных районах Чешской Республики служат еще одним доказательством его способности к переносу на большие расстояния (информация по приложению E, представленная Чешской Республикой, 2007 год).

В соответствии с расчетами с использованием Инструмента отбора Pov и LRTP ОЭСР, бета-ГХГ обладает стойкостью и способностью к переносу на большие расстояния, которые аналогичны соответствующим показателям таких уже выявленных СОЗ, как ПХБ и ХО (Wegmann et al., 2007). Свойства химических веществ, вводимые в модель, включали коэффициенты разделения воздух/вода и октанол/вода, а также периоды полураспада в воздухе, воде и почве и константу Генри (на основании значений, указанных в UNEP/POPS/POPRC.2/INF/8). Данная модель позволяет дать количественные оценки для всех экологических ниш. Результаты в рамках данной модели не включают абсолютных уровней в окружающей среде, но помогают сравнить возможные СОЗ с уже выявленными СОЗ (сравнение со следующими химическими веществами: конгенеры ПХБ 28, 101, 180, ГХБ, тетрахлорметан и альфа-ГХГ) по их стойкости в окружающей среде и способности к переносу на большие расстояния. Неопределенность в химических свойствах рассматривалась с применением анализа неопределенности по модели Монте-Карло.

2.3 Воздействие

Прямое воздействие бета-ГХГ осуществляется в результате производства (включая производство линдана) и применения технического ГХГ. В силу его стойкости, сильное воздействие ожидается также в зараженных районах интенсивного применения, производства в прошлом, мест удаления и запасов. Хотя потребление технического ГХГ практически прекратилось по всему миру, данные мониторинга, основанные на соотношении между альфа- и гамма- изомерами, по-прежнему свидетельствуют о возможности выбросов технического ГХГ в некоторых районах (Zhang et al. 2003; Qian et al., 2006; Zhulidov et al., 2000).

Воздействие на население в целом происходит в основном в результате употребления в пищу загрязненных растений, животных и продукции животноводства. Вдыхание окружающего воздуха и потребление питьевой воды служат дополнительными источниками воздействия, хотя и в меньшей степени. Попадание в организм с воздухом внутри помещений может также быть значительным фактором для людей, проживающих в домах, прошедших обработку в целях борьбы с вредителями. Младенцы могут подвергаться воздействию бета-ГХГ в период развития плода и грудного кормления.

2.3.1 Данные экологического мониторинга на местах

В целом после введения запретов и ограничений на применение технического ГХГ уровни в окружающей среде на местах сократились (IPCS, 1992). В то же время, данные мониторинга свидетельствуют о повсеместном его распространении во всех экологических нишах. Например, бета-ГХГ (на уровне до 15 мкг/кг сухого вещества) был обнаружен при пассивном мониторинге лишайников в различных районах (городских, промышленных, сельских) Швейцарии (информация по приложению E, представленная Швейцарией, 2007 год). Кроме того, в ходе недавно (2004 год) осуществленной программы мониторинга в Японии бета-ГХГ был обнаружен во всех образцах. По сообщениям, зарегистрированы следующие значения: вода 0,031-3,4 нг/л, отложения – 0,004-53 нг/г сухого веса, моллюски и ракообразные 0,22-1,8 нг/г живого веса, рыба 1,1 нг/г живого веса, птица 1,1-4,8 нг/г живого веса, воздух (теплый и холодный сезоны) 0,53-110 пг/м³ и 0,32-78 пг/м³ (информация по приложению E, представленная Японией, 2007 год). Чешская Республика (информация по приложению E, 2007 год) сообщает, что наиболее серьезное положение с ГХГ наблюдается в центральной и южной Моравии, где уровни в частицах отложений достигают десятков нг/г, а в некоторых случаях, даже сотен нг/г (информации о том, на какой основе выражаются такие концентрации, не представлено).

В то же время, серьезно загрязненные почвы были обнаружены вблизи источников загрязнения. Концентрации ГХГ в зараженной почве 40-225 мг/кг были обнаружены в верхнем слое почвы в районе химического завода в Албании (ЮНЕП, 2003). Средние уровни 0,02 мг/кг, по сообщениям, наблюдаются в дельте реки Жемчужной в Китае; в почвах в районе реки Лена в России содержится 0,001-0,017 мг/кг ГХГ (ЮНЕП, 2003).

По сравнению с другими изомерами ГХГ, концентрации бета-ГХГ в воздухе относительно низки. Повышенные уровни были обнаружены в горах на большой высоте (в районе горы Эверест) 11,2 пг/м³ по сравнению с уровнями до 11 пг/м³ в Арктике (Li et al., 2006). Сезонные изменения концентрации бета-ГХГ в Японии (среднее значение 23 пг/м³) в 2000 году, вероятно, были вызваны повторными выбросами из наземного источника (Miyayama et al., 2003). В отличие от концентраций альфа- и гамма-ГХГ, в концентрациях бета-ГХГ в большинстве районов близ Великих озер в период 1993-2003 годов не наблюдалось никаких значительных тенденций. Самая высокая концентрация была зарегистрирована в Чикаго при пиковом уровне 73 пг/м³ (среднее значение 12 пг/м³, 1993-2003 годы, газовая фаза, Sun et al., 2006a). В том что касается встречаемости бета-ГХГ в образцах осадков в том же регионе (срединные концентрации 0,16-0,64 нг/л), на трех станциях в районе Великих озер за последнее десятилетие было замечено значительное повышение уровня соответствующих концентраций (Sun et al., 2006b).

Уровни в биоте варьируются в зависимости от места (недавнего применения и/или высокого уровня загрязнения) и вида. Например, концентрации ГХГ (в основном, бета-изомера) в одном из видов рыб (*Java tilapia*) в Индии достигают 2000 нг/г живого веса (Senthikumar et al., 2001). Концентрация бета-ГХГ в образцах рыб, отобранных на реке Нил в районе Каира в 1993 году, составляли 1,5 нг/г живого веса (UNEP, 2003). В большинстве случаев в организме рыб доминирующим изомером является альфа-ГХГ (Willett et al., 1998).

В ходе всемирного выборочного исследования яиц выгульных кур было обнаружено, что из 30 яиц, отобранных в 17 различных районах, бета-ГХГ содержался во всех образцах. Особенно высокие уровни были отмечены в образцах из Сенегала и Индии (Blake, 2005).

Птицы и летучие мыши способны накапливать повышенные концентрации ГХГ. Согласно информации по приложению E, представленной Норвегией (2007), Bustnes et al. (2006) пришли к выводу, что уровни бета-ГХГ в крови и яйцах находящихся под угрозой исчезновения подвидов черноспинных чаек в Норвегии повышены по сравнению с подвидами, численность которых увеличивается. Одним из объяснений этого может быть маршрут их миграций, пролегающий через Черное море, где уровни довольно высоки.

В исследовании оседлых и перелетных птиц на юге Индии было обнаружено, что модель загрязнения хлорорганическими соединениями варьируется в зависимости от миграционного поведения. В организме оседлых видов, живущих всю жизнь в одном и том же регионе, концентрации ГХГ были относительно более высокими (14-8800 нг/г живого веса). Концентрации ГХГ в организме дальних перелетных птиц с районами кормления в Европе, России, на Ближнем Востоке, в Папуа-Новой Гвинее и Австралии, находились на уровне 19-5500 нг/г. Среди различных изомеров ГХГ, бета-изомер является доминирующим загрязнителем в организме всех видов птиц (UNEP, 2003). Об аналогичных уровнях сообщалось по результатам более позднего исследования (Senthilkumar et al., 2001), включая уровни остаточного ГХГ в желтках яиц (в диапазоне от 350 до 49 000 нг/г веса жировых тканей). И в этом случае бета-ГХГ являлся преобладающим изомером у птиц (подробных значений по бета-ГХГ не сообщалось). Кроме того, исследовались концентрации ГХГ (главным образом бета-изомера, до 330 нг/г живого веса) в организме индийских летучих мышей, которые в 1998 году были выше, чем в 1995 году и выше, чем где бы то ни было в мире.

Одним из местных источников бета-ГХГ являлось применение технического ГХГ в северной части России для борьбы с досаждающими насекомыми, паразитирующими на одомашненном северном олене, группами коренного населения (Li et al., 2004), хотя количественные данные по уровням воздействия отсутствуют.

2.3.2 Воздействие в результате переноса в окружающей среде на большие расстояния

Считается, что основным способом переноса бета-ГХГ в Арктику являются океанические течения (Li et al., 2002). По сравнению с уровнями альфа-ГХГ в морской воде, уровни бета-ГХГ ниже – отчасти благодаря понижению выбросов и иным пространственным и временным моделям распространения; например, уровень бета-ГХГ достиг пика (приблизительно 0,3 нг/л) в североамериканской части Северного Ледовитого океана в 1994 году, примерно 10 лет спустя после достижения пикового уровня альфа-ГХГ. Обогащение верхних слоев воды северной части Тихого океана и Берингова моря (примерно 1,3 нг/л в 1988-1999 годах) вызывает повышенную концентрацию в Чукотском море, которая затем сокращается по мере приближения к центральной части Северного Ледовитого океана (Li and Macdonald, 2005). Данные о бета-ГХГ в поверхностных водах Канадского архипелага за 1999 год свидетельствуют о концентрации 0,1 нг/л (Bidleman et al., 2007).

Такое распространение в пространстве также отражается на уровнях в биоте. Hoekstra et al. (2002) обнаружили, что в ворвани гренландских китов наблюдается реверсия коэффициентов альфа-/бета-ГХГ в ходе их миграций между Беринговым морем и морем Бофорта. Кроме того, повышенные уровни остаточных изомеров ГХГ в организме морских млекопитающих Канадского архипелага, вероятно, объясняются высокой концентрацией изомеров ГХГ в воде, поскольку изомеры ГХГ остаются наиболее распространенными хлорорганическими соединениями в Северном Ледовитом океане (NARAP, 2006).

Бета-ГХГ не так распространен в абиотической среде Арктики, поэтому он не так хорошо изучен, как другие изомеры ГХГ. Измеренные уровни в воздухе (например, < 1 пг/м³ по шести районам измерений вокруг полюса в 2000-2003 годах, Su et al. (2006)), а также в наземных и пресноводных экосистемах достаточно низки (AMAP, 2004). Уровень загрязнения ГХГ также широко варьируется в пространстве всей северной части России (AMAP, 2004).

Уровни в арктической наземной среде (включая плотоядных) гораздо ниже, чем в морской среде и морских хищниках. В то же время, бета-ГХГ обнаружен в жировых тканях мужских особей песца (до 810 нг/г живого веса) на Аляске (AMAP, 2004). Самые высокие уровни бета-ГХГ в организме белого медведя отмечаются среди популяции моря Бофорта (примерно 770 нг/г живого веса в жировых тканях) На бета-ГХГ приходится 93 процента содержания ГХГ.

Метаболизм бета-ГХГ среди арктических морских птиц весьма ограничен, поэтому бета-ГХГ обнаруживается легче, чем альфа- и гамма-ГХГ. В то же время, концентрации широко варьируются в зависимости от вида, трофического уровня и миграций. Повышенные уровни бета-ГХГ отмечаются в североамериканской части Африки, которая расположена ближе к Азии, где ГХГ применялся в недавнее время. Уровни составляют менее 1 нг/г в тканях птиц и 30 нг/г живого веса в яйцах (AMAP, 2004).

В отношении временных тенденций было обнаружено, что за период с 1982 по 1997 год уровни бета-ГХГ в организме морских птиц, кольчатой нерпы и белого медведя повысились, а в организме кита-белухи изменений не произошло (AMAP, 2004).

2.3.3 Пища

Суточные показатели поступления бета-ГХГ для населения в целом с рационом питания взрослого человека в период с 1986 по 1991 год в Соединенных Штатах, по сообщениям, составляли менее 0,001 мкг/кг. Средняя концентрация бета-ГХГ в 234 продуктах питания составляла 0,0027 мкг/кг (информация о том, на какой основе

определялась такая концентрация, отсутствует ATSDR, 2005). В Общем исследовании рациона питания, проведенном УППИМ США в 2003 году по 100 продуктам питания, бета-ГХГ был обнаружен в 12 продуктах (информация по приложению Е, представленная IPEN, 2007 год). В США среднесуточное поступление бета-ГХГ с пищей составляло <0,1-0,4 нг/кг веса телат (вт) (в зависимости от возраста) в период 1982-1984 годов и в целом было ниже 0,1 нг/кг вт в период 1986-1991 гг. (ATSDR, 2005). В Общем исследовании рациона питания в Канаде (1993-1996 годы) сообщается о среднесуточном поступлении бета-ГХГ на уровне 0,39 нг/кг вт (EFSA, 2005). В жиросодержащих продуктах питания уровни колебались до 0,03 мг/кг (жира), однако, в молочных продуктах были обнаружены уровни до 4 мг/кг (жира) (WHO, 2003). В Соединенных Штатах и Канаде уровень в продуктах питания медленно сокращается. В европейских странах репрезентативных исследований потребляемого рациона питания проводится мало, но одно из них было выполнено в Чешской Республике. Средние показатели поступления бета-ГХГ в организм сократились с 8,4 нг/кг вт в 1994 году до 2,1 нг/кг вт в 2002 году (EFSA, 2005). Местное исследование рациона питания, проведенное в Испании, свидетельствует о повышенном среднесуточном поступлении бета-ГХГ в организм на уровне 0,1 µg (Urieta et al., 1996). В образцах рыбы и моллюсков в Индии содержалось 0,001 и 0,02 мг бета-ГХГ/кг живого веса, соответственно (Nair and Pillai, 1992). В результате глобальной торговли продовольствием, компоненты и продукты питания из тех регионов, где ГХГ до сих пор применяется или применялся до недавнего времени, которые отличаются более высоким уровнем загрязнения, могут импортироваться странами, в которых применение и производство ГХГ уже прекратилось.

Высокие уровни бета-ГХГ в продуктах питания документально подтверждены для региона Арктики (AMAP, 2004). Добываемые народами Аляски продукты питания были проанализированы на общее содержание ГХГ в период 1990-2001 годов с целью определения среднесуточного поступления ГХГ в организм представителей коренного населения. Самые высокие концентрации были обнаружены в организме морских млекопитающих - у кита (391 нг/г) и тюленя (215 нг/г). Высокая концентрация документально подтверждена для моржа (20 нг/г), сига (20 нг/г) и лосося (26 нг/г). В ягодах содержится 10 нг/г, а в организме уток - 7 нг/г (при указании значений, относящихся ко всему телу или липидной массе, конкретизация отсутствует) (USEPA, 2006).

2.3.4 Нагрузка на организм

2.3.4.1 Население в целом

Бета-ГХГ является самым преобладающим изомером ГХГ в жировых тканях человека. Период полураспада бета-ГХГ в организме после вдыхания составляет 7,2-7,6 лет (ATSDR, 2005). Данные биомониторинга человека в Соединенных Штатах свидетельствуют о том, что срединные уровни бета-ГХГ в образцах адипозных тканей человека после смерти со временем сокращаются (0,45 ppm в 1970 году до 0,16 ppm в 1981 года) (ATSDR, 2005).

Сравнение между различными тканями организма показывает средние уровни 0,13 нг/г в крови в целом и 18 нг/г в адипозных тканях (ATSDR, 2005). По результатам Национальных докладов о воздействии химических веществ в окружающей среде на организм человека, концентрации бета-ГХГ в сыворотке для населения США сокращаются начиная с 1970 года. Для всех проверенных групп населения (12 лет и старше) 95-й перцентиль концентраций бета-ГХГ в сыворотке на основе липидного веса сократился с 68,9 в 1999-2000 годах до 43,3 нг/г в 2001-2002 годах. Уровни концентрации для женщин в 2001-2002 годах выше (54,5 нг/г), чем для мужчин (29,2 нг/г). Самые высокие уровни концентрации были обнаружены у американцев мексиканского происхождения (84,4 нг/г). Сравнительно низкие уровни (8,44 нг/г) были обнаружены в возрастной группе от 12 до 19 лет (CDC, 2005). Связанное с возрастом повышение бета-ГХГ было отмечено в некоторых исследованиях и документально подтверждено Германской комиссией по биологическому мониторингу (Ewers et al., 1999).

Сравнительно высокие концентрации были отмечены в образцах сыворотки крови в Румынии. Бета-ГХГ был обнаружен во всех образцах (n = 142) при средней концентрации 923 нг/г липидного веса (диапазон от 38 до 11690 нг/г) (Dirtu et al., 2006). О высокой концентрации сообщают в Индии в силу применения ГХГ в сельском хозяйстве и для борьбы с малярией. В образцах сыворотки крови из Индии содержалось до 0,02 мг бета-ГХГ/л, а в адипозных тканях - до 0,18 мг/кг (Nair and Pillai, 1992).

2.3.4.2 Коренное население

Концентрации бета-ГХГ в образцах плазмы крови матерей из числа коренного населения Арктики, проживающих в различных районах и принадлежащих к различным этническим группам, составляли 0,04-0,11 µг/л (Канада), 0,07-0,56 µг/л (Гренландия), 0,12-0,53 µг/л (Аляска), 0,31-3,1 µг/л в арктической зоне России (максимальный уровень: 11,6 µг/л), 0,16-0,21 µг/л (Исландия), 0,05-0,09 µг/л (Норвегия, Финляндия и Швеция) и 0,11 µг/л на Фарерских островах (AMAP 2004, значения приводятся в виде геометрических средних, за исключением Аляски, данные по которой приведены в виде арифметических средних). Сообщается, что самая высокая концентрация в образцах крови коренного населения наблюдается в арктической зоне России.

Сравнительные исследования на бета-ГХГ материнской и пуповинной крови матерей из числа коренного населения арктической зоны России продемонстрировали сильную зависимость от района проживания. У матерей с самым высоким уровнем воздействия (Чукотский район) концентрация в крови ($\mu\text{г/л}$ плазмы, геометрические средние и диапазоны) составляла 2,0 (0,6-7,6) $\mu\text{г/л}$, а в пуповинной крови содержалось 0,8 (n.d.- 8,0) $\mu\text{г/л}$ (AMAP, 2004:2). Разница в нагрузке на организм для коренного населения может также объясняться местными источниками в дополнение к разнице в потреблении местных морепродуктов (AMAP, 2004:2).

2.3.5 Воздействие на детей

Дети на определенных этапах своего развития более подвержены риску от воздействия химических веществ, чем взрослые. На данный момент неясно, подвержены ли дети рискам для здоровья в результате воздействия бета-ГХГ больше, чем взрослые, хотя известно, что развивающийся головной мозг более восприимчив к воздействию различных СОЗ. Передача ГХГ через плаценту у человека хорошо подтверждена документально (ATSDR, 2005; Falcon et al., 2004; Shen et al., 2006). Бета-ГХГ липофилен и аккумулируется в адипозных тканях и в материнском молоке. Это еще один источник воздействия на детей (USEPA, 2000). В таблице 2 перечислено несколько исследований бета-ГХГ в материнском молоке. Может быть продемонстрировано, что ввиду введения ограничений на применение соответствующие концентрации постоянно снижаются.

Можно сделать вывод, что концентрации бета-ГХГ в материнском молоке чрезвычайно зависимы от воздействия. Тогда как в некоторых районах концентрации весьма низки, например, 13 нг/г в Польше, в других регионах, например, в России, Украине и Румынии, они очень высоки (до > 800 нг/г). В целом, можно предположить, что в некоторых восточноевропейских и развивающихся странах концентрации находятся на очень высоком уровне и по настоящее время. Об особенно высоких концентрациях сообщают из Индии и Китая (Wong et al., 2002). Чрезвычайно высокие уровни наблюдаются и среди хлопкоробов в Пакистане (UNEP, 2003).

В результате биоаккумуляции в арктической морской пищевой сети, высокие концентрации были обнаружены и в молоке матерей из числа коренного населения арктических регионов.

Table 2. Содержание бета-ГХГ в материнском молоке

Страна/регион	Уровни (на основе липидного веса)	Замечания	Ссылки	Год
Германия	0,12 мг/кг	Начало программы мониторинга 1984	Fürst et al. in EFSA, 2005	1984
Германия	0,02 мг/кг	Непрерывный мониторинг с 1984	Fürst et al. in EFSA, 2005	2001
Испания	0,24 $\mu\text{г/г}$	51 образец	Hernandez et al. in Wong, 2002	1991
Канада	0,6-0,8 нг/г	Пониженная концентрация – население в р-не Великих озер	Mes and Malcolm in ATSDR, 2005	1992
Канада	0,02 $\mu\text{г/г}$	497 образцов	Newsome and Ryan in Wong, 2002	1992
Бразилия	0,27 $\mu\text{г/г}$	40 образцов	Paumgarten et al. in Wong, 2002	1992
Россия, Мурманск	853 нг/г	15 образцов	Polder et al. in Dirtu, 2006	1993
Россия, Нончегорск	740 нг/г	15 образцов	Polder et al. in Dirtu, 2006	1993
Украина	731 нг/г	200 образцов	Gladen et al. in Dirtu, 2006	1993-1994
Чешская Республика	71 нг/г	17 образцов	Schoula et al. in Dirtu, 2006	1993-1994
Казахстан	2,21 $\mu\text{г/г}$	33-76 образцов	Hooper et al., in Won, 2002	1994
Россия, Сибирь	40 -142 $\mu\text{г/кг}$ (геом. средства)	Арктическая программа мониторинга и оценки	Klopov et al. 1998, 2000 in AMAP 2004	1994-1995
Север России	120 -401 $\mu\text{г/кг}$ (геом. средства)	Арктическая программа мониторинга и оценки	Polder et al. in AMAP 2004	1994-1995
Австралия	0,35 $\mu\text{г/кг}$	60 образцов	Quinsey et al in Wong, 2002	1995
Африка, Уганда	0,005-0,25 мг/кг	-	Ejobi et al. in ATSDR, 2005	1996

Страна/регион	Уровни (на основе липидного веса)	Замечания	Ссылки	Год
Индия	8,83 мкг/кг	Дели, Возрастная группа: 20-30 лет 61 образец	Banerjee et al. in Wong, 2002	1997
Индия	0,022 – 0,078 мг/кг	Район борьбы с малярией control	Dua et al. in ATDSR, 2005	1997
Пакистан	0 – 0,90 мг/кг	Хлопкоробы	Masud and Parveen, 1998 in UNEP, 2003	1998
Кения, Найроби	0,0830-0,026 мг/кг	Городское население	Kinyamu et al.	1998
Япония, Осака	5,43 мкг/г	Оценка потребления в Японии: 400000 тонн	Konishi et al. 2001	1972
Япония, Осака	0,21 мкг/г	Запрет хлорорганических соединений в 1970-х	Konishi et al. 2001	1998
Румыния, Яссы	640 нг/г	19 образцов	Covaci et al. in Dirtu, 2006	2000
Чешская Республика	56 нг/г	43 образца	Cajka and Hajslova in Dirtu, 2006	2000
Китай, Гонконг	15,96 мкг/г	Нерегулируемое с/х применение	Wong et al. 2002	1985
Китай, Гонконг	0,95 мкг/г	115 образцов	Wong et al. 2002	1999
Китай, Гуанчжоу	1,11 мкг/г	54 образца	Wong et al. 2002	2000
Турция	149 нг/г	37 образцов	Erdoorul et al. in Dirtu, 2006	2003
Польша	13 нг/г	22 образца	Jaraczewska et al. in Dirtu, 2006	2004
Швеция, Копенгаген	13,64/12,29 нг/г	Наблюдаемые/контрольная группа Исследование крипторхизма	Daamgard et al.	2006

2.3.6 Информация о биологической доступности

Бета-ГХГ умеренно связан с органическими веществами в окружающей среде. Поступление его в растения и содержание в растительности, а также в кормах и продуктах питания основательно подтверждено документально (Willet et al. 1998; ATSDR, 2005; EFSA, 2005). Хотя бета-ГХГ не считается высокоподвижным в почвах, в прошлом наблюдались случаи загрязнения грунтовых вод (HSDB, 2006).

В биоте бета-ГХГ выборочно аккумулируется в отдельных тканях (например, в печеночной, мышечной и жировой) и действует на несколько органов (Willett et al., 1998). Можно сделать вывод, что бета-ГХГ биологически доступен в окружающей среде и в биоте.

2.4 Оценка опасности и пределы, вызывающие обеспокоенность

2.4.1 Здоровье человека

Информация о токсичности бета-ГХГ в основном получена на основе экспериментальных исследований на животных. По сравнению с информацией по линдану, имеющиеся данные ограничены, особенно данные по воздействию на человека, поскольку на рабочих местах обычно наблюдается воздействие технического ГХГ и линдана.

Имеются исследования острой/краткосрочной токсичности при попадании через рот, а также субхронической и хронической оральной токсичности плюс ограниченное число исследований воздействия на репродуктивную способность. Исследований токсичности бета-ГХГ при вдыхании и попадании на кожу не проводилось. Данные по реакции на дозы при введении с пищей всех соответствующих видов отсутствуют. Для целей настоящей характеристики рисков были рассмотрены наиболее важные результаты исследований по оценке опасностей. Для получения более подробных данных и ознакомления с дополнительными исследованиями следует обращаться к более подробным токсикологическим характеристикам (IPCS, 1992; ATSDR, 2005; USEPA, 2006).

Острая токсичность/нейротоксичность: По данным IPCS (1992), диапазон концентраций, вызывающих летальный исход в результате острого отравления, составляет 150 мг/кг - > 16000 мг/кг для мышей и 600 мг/кг -

> 8000 мг/кг для крыс. Симптомы острого отравления затрагивают главным образом нервную систему: возбужденность, выгибание спины, вздыбливание шерсти, диспноэ, анорексия, треморы, конвульсии и судороги.

Субхроническая токсичность: В исследовании крыс, продолжавшемся 13 недель, рассматривалось воздействие бета-ГХГ при введении с пищей (дозировка 0, 2, 10, 50, 250 мг/кг корма). При всех дозировках наблюдалось воздействие на печень. При самой высокой дозе (250 г/кг корма) половина животных погибала после атаксии, прогрессирующей гиподинамии и комы. Наблюдаемое воздействие включало замедление роста, понижение содержания эритроцитов и лейкоцитов, повышение энзим печени и воздействие на печень (увеличение веса органа, центродолевая гепатоцитическая гипертрофия). Наблюдались также сокращение веса вилочковой железы (50 и 250 мг/кг) и атрофия семенника. У женских особей проявлялась атрофия яичников и нарушение овогенеза, а также очаговая гиперплазия и метапластические изменения эндометриального эпителия, что было интерпретировано как возможное эстрагенное действие бета-ГХГ (van Velsen et al., 1986). Был установлен NOAEL 2 мг/кг корма (что эквивалентно 0,1 мг/кг вт в сутки) (IPCS, 1992; EFSA, 2005).

Хроническая токсичность: В ходе долгосрочного исследования (продолжительностью 52 недели) крыс при дозировке 0, 10, 100 и 800 мг/кг бета-ГХГ в корме (т.е. 0,5, 5 и 40 мг/кг вт в сутки) наблюдались увеличение печени и гистологические изменения. Почти все животные погибли. LOAEL был установлен на уровне 10 мг/кг корма (Fitzhugh et al., 1950).

Исследование воспроизводства двух поколений крыс при дозировке 10 мг/кг корма продемонстрировало повышение смертности и частоты бесплодия. NOAEL составляет 2 мг бета-ГХГ/кг корма (что эквивалентно 0,1 мг/кг вт в сутки) (van Velsen in IPCS, 1992).

Генотоксичность: Бета-ГХГ не оказывает мутагенного воздействия на бактерии (штаммы *Salmonella typhimurium* TA 98, TA 100, TA 1535 и TA 1537) ни при метаболической активизации, ни без нее, и не вызывает поражения ДНК бактерий. Положительные результаты были получены в результате исследования in-vivo хромосомных отклонений костного мозга крыс (EFSA, 2005).

Канцерогенность: Исследования канцерогенности бета-ГХГ ограничены. Было проведено несколько исследований на мышах, но их ценность вызывает сомнение. С одной стороны, их продолжительность была невысокой в силу высокой смертности, а с другой стороны, отсутствуют гистопатологические оценки. Исследования крыс также неадекватны в силу высокой смертности и ограниченного числа подопытных животных. С точки зрения канцерогенности бета-ГХГ адекватно одно исследование на мышах. Доза 200 мг/кг бета-ГХГ в корме (что эквивалентно 40 мг/кг жв в сутки) в течение 110 недель привела к увеличению печени, гиперпластическим изменениям и повышению частоты возникновения доброкачественных и злокачественных опухолей в подопытных животных. В ходе исследования продолжительностью 32 недели мышам подавались дозы 0, 100, 300 и 600 мг/кг корма, и во всех группах дозировки были отмечены токсичность печени и атипичная пролиферация (IPCS, 1992). В ходе исследования на мышах продолжительностью 24 недели при дозировке 0, 50, 100, 200 и 500 мг бета-ГХГ на кг корма в группе наивысшей дозировки наблюдались опухоли печени и глобулярная гиперплазия (IPCS, 1992). В ходе исследования продолжительностью 26 месяцев, при суточной дозе 34 мг/кг у мышей наблюдалось возникновение рака печени (ATSDR, 2005). На основании этих данных бета-ГХГ был классифицирован IRIS (Интегрированной системой информации о рисках) как возможный канцероген для людей. Исследования образа канцерогенного воздействия не обнаружили явного воздействия бета-ГХГ как возбудителя. В одном из исследований было продемонстрировано гепатоканцерогенное воздействие бета-ГХГ при применении ПХБ в качестве стимулятора (ATSDR, 2005). Было высказано предположение, что неопластическая реакция, наблюдавшаяся при воздействии бета-ГХГ, скорее всего вызывается негенотоксическим механизмом. (IPCS, 1992). Доказано, что бета-ГХГ стимулирует рост опухолей.

Международное агентство по исследованиям в области раковых заболеваний (IARC) классифицировало бета-ГХГ как вещество группы 2B: ограниченные данные о канцерогенности. Была отмечена положительная связь между воздействием бета-ГХГ и раковыми заболеваниями, причинное толкование которой членам Рабочей группы представляется обоснованным, однако здесь нельзя с разумной степенью уверенности исключить элемент случайности, предвзятости или путаницы. АООС США классифицировало технический ГХГ и альфа-ГХГ как вероятные канцерогены человека, а бета-ГХГ – как возможный канцероген человека (ATSDR, 2005). Департамент здравоохранения и социальных услуг США (DHHS) вынес определение, согласно которому можно разумно предположить, что ГХГ (все изомеры) способен вызывать рак у человека (ATSDR, 2005).

Эндокринная опосредованная токсичность: Были замечены дегенеративные изменения в мужских репродуктивных тканях и аномалии спермы мышей и крыс (ATSDR, 2005). В ходе исследования продолжительностью 13 недель крысам Вистара подавались дозировки 0, 50 и 150 мг бета-ГХГ/кг корма. При дозировке 150 мг/кг наблюдались атрофия семенников у мужских особей, повышение веса матки у женских

особей и значительное сокращение веса (IPCS, 1992). Некоторые другие исследования продемонстрировали такое воздействие, как пониженный счет сперматозоидов и аномалии спермы, а также гистологическое воздействие на семенники при высоких дозах бета-ГХГ (USEPA, 2006).

Опыты на животных и исследование с клетками MCF-7 продемонстрировали слабое эстрогенное воздействие бета-ГХГ.

Токсическое воздействие на репродуктивную функцию: Отрицательное воздействие на репродуктивную способность после обработки бета-ГХГ наблюдалось у подопытных грызунов и норки (атрофия яичников, увеличение продолжительности эстрального цикла, нарушение оварийного цикла, понижение частоты овуляции у женских особей и понижение числа сперматозоидов и/или сперматид, дегенерация семенных канальцев и тестикулярная атрофия у мужских особей). Кроме того, отмечалось эмбриотоксическое воздействие (ATSDR, 2005).

Было доказано, что бета-ГХГ повышает смертность плода в течение 5 суток от родов при дозировке крысы-производительницы 20 мг/кг в сутки (USEPA, 2006).

Иммунотоксичность: Мыши, которым с пищей в течение 30 суток подавался бета-ГХГ (60 мг/кг в сутки) демонстрировали пониженную лимфопролиферативную реакцию на митогены Т-лимфоцитов и понижение естественной цитолитической активности. NOAEL составлял 20 мг/кг в сутки (USEPA, 2006). При дозировке 22,5-25 мг/кг в сутки наблюдалась кортикальная атрофия вилочковой железы (van Velsen et al, 1986).

Воздействие на человека: По имеющимся сообщениям, у работников, подвергавшихся воздействию технического ГХГ при составлении пестицидов или удобрений, наблюдались такие признаки неблагоприятного воздействия, как нейрофизиологические и нейропсихологические расстройства, а также желудочно-кишечные нарушения. Хотя бета-ГХГ является лишь второстепенным компонентом технического ГХГ, он достигает более высоких уровней и обладает более высокой стойкостью в сыворотке, чем альфа- и гамма-ГХГ. 60-70 процентов измеряемого ГХГ в сыворотке приходится на бета-ГХГ (0,07-0,72 ppm). У работников отмечались парестезия лица и конечностей, головная боль и головокружение, недомогание, рвота, треморы, ощущения тревоги, спутанность сознания, потеря сна, нарушения памяти и потеря либидо. Уровни сывороточного фермента и иммуноглобулина М повышались (ATSDR, 2005). Вдыхание смеси изомеров ГХГ может приводить к раздражению носоглотки (IPCS, 2006). Наблюдаемое серьезное воздействие на печень животных (например, дегенерация и некроз жировых тканей) наводит на мысль о том, что аналогичное воздействие может в потенциале оказываться и на работников после продолжительной экспозиции изомеров ГХГ на рабочих местах.

У женщин с историей выкидышей уровни бета-ГХГ в крови были выше, чем у контрольной группы, однако у этих женщин был также повышен уровень других хлорорганических соединений, поэтому причинную связь установить не удалось (Gerhard, 1999).

В ходе нескольких эпидемиологических исследований рассматривалась возможность связи между воздействием на человека бета-ГХГ и раком груди. Большинство из них продемонстрировало слабое, статистически незначимое соотношение. Статистически незначимая тенденция к взаимосвязи между бета-ГХГ в сыворотке и риском возникновения раковых заболеваний была замечена во время 17-летнего последующего исследования выборки объектов в Копенгагене (Hoyer et al., 1998). У женщин с раком груди (в возрастной группе 31-50 лет) уровни бета-ГХГ были выше, чем у женщин без рака груди (Mathur et al., 2002). В одном китайском исследовании (статья на китайском языке) была установлена связь между высокими концентрациями бета-ГХГ в крови и раком груди женщин предклимактерического возраста (Li et al., 2006).

В другом исследовании рассматривалась возможная взаимосвязь между концентрациями различных хлорорганических пестицидов, включая бета-ГХГ, в материнском молоке и крипторхизмом. Бета-ГХГ присутствовал на измеряемом уровне, но статистически не выше в исследуемом молоке, чем в молоке контрольной группы. Сводный статистический анализ восьми наиболее распространенных стойких пестицидов, включая бета-ГХГ, показал, что у мальчиков с крипторхизмом уровень пестицидов в материнском молоке был выше, чем в контрольной группе (Damgaard et al., 2006).

2.4.1.1 Описание рисков

В 2006 году АООС США провело оценку рисков при питании общин, создаваемых альфа- и бета- изомерами ГХГ, на Аляске и в других приполярных районах, которые зависят от добываемой пищи, включая оленину, тюленину и китовое мясо. Характеристика рациона питания (темпы потребления) основана на добыче продуктов питания примерно в 180 общинах, включенных в Базу данных характеристики общин версии 3.11 от 27 марта 2001 года в отделе натурального хозяйства департамента рыболовства и охоты Аляски (данные с 1990 до 2001 года, USEPA, 2006).

По оценкам АООС США, воздействие бета-ГХГ на общины Аляски находится на уровне 0,00043-0,0032 мг/кг вт в сутки для взрослых женщин, 0,0014-0,010 мг/кг вт в сутки для детей в возрасте от одного года до шести лет и 0,00048-0,0036 мг/кг вт в сутки для детей в возрасте от 7 до 12 лет. Риск выражается в проценте от максимальной допустимой дозы или эталонной дозы (RfD). Уровень, вызывающий беспокойство, достигается, если прием с пищей превышает 100 процентов RfD. RfD для острой токсичности при приеме с пищей составляет 0,05 мг/кг в сутки. Показатель RfD для средней продолжительности воздействия основан на LOAEL 0,18 мг/кг в сутки, установленном в результате исследования субхронической токсичности на крысах, с применением фактора неопределенности 300 (ATSDR, 2005). На такой основе АООС США установило хроническую RfD 0,00006 мг/кг в сутки посредством оценки еще одного фактора неопределенности 10 для хронического воздействия. По расчетам RIVM, хроническая RfD для бета-ГХГ составляет 0,00002 мг/кг в сутки на основе NOAEL of 0,02 мг/кг в сутки для наблюдений бесплодия в ходе двух исследований полухронического воздействия при приеме внутрь на крысах с применением фактора неопределенности 1000 (RIVM, 2001 in USEPA, 2006).

Уровень, вызывающий беспокойство, достигается, если прием с пищей превышает 100 процентов RfD. По мнению АООС США, (2006) оценки острого воздействия при приеме вовнутрь не вызывают беспокойства. Оценка риска при приеме внутрь АООС США свидетельствует о том, что оценки хронического воздействия бета-ГХГ при приеме с пищей находятся на более высоком уровне, чем как нижние, так и верхние оценки фактического приема с пищей. Оценки риска возникновения рака при приеме с пищей для бета-ГХГ также находятся на более высоком уровне, чем уровень, вызывающий беспокойство, по сравнению как с нижними, так и с верхними оценками фактического приема с пищей. По данным АООС США, уровни риска (в процентах от RfD) составляют 620-4700 для взрослых мужчин, 720-5300 для взрослых женщин, 2300-17000 для детей от одного года до шести лет и 800-6000 для детей от 7 до 12 лет. Расчетный риск рака для взрослых мужчин составляет от $6,7 \times 10^{-4}$ до $5,0 \times 10^{-3}$, а для взрослых женщин от $7,7 \times 10^{-4}$ до $5,8 \times 10^{-3}$. Следует отметить, что общепринятый риск рака составляет 1×10^{-6} . Несмотря на то, что данная оценка риска весьма консервативна в силу применения при расчетах максимальных обнаруженных уровней, можно сделать вывод о том, что риски, связанные с приемом пищи, вызывают беспокойство. Кроме того, следует отметить, что целевым органом в случае хронической токсичности является печень и что, как можно предположить, воздействие ГХГ может носить кумулятивный характер. Необходимо учитывать, что RfD для воздействия на детородную способность (RIVM, 2001 in USEPA, 2006) значительно ниже, и, следовательно, превышает в еще большей степени.

Поскольку бета-ГХГ присутствует в пуповинной крови и материнском молоке, младенцы могут подвергаться вредному воздействию бета-ГХГ на репродуктивную способность во время внутриутробного периода и после него (USEPA, 2000).

Кроме того, на основании исследования Nair et al. (1996), уровни 0,198 мг/л бета-ГХГ в материнском молоке приводят к приему 0,1386 мг/л (прием 700 мл), который почти в 100 раз превышает безопасный уровень приема 0,0015 мг на ребенка (5 кг) и всего примерно в три раза ниже, чем LOAEL, установленный по результатам опытов на животных (Pohl and Tylenda, 2000). Принимая показатель RfD АООС США для хронического воздействия, безопасный прием для ребенка весом 5 кг еще более низок (0,0003 мг/кг) и превышает RfD в 462 раза. В других регионах уровни приема с пищей и особенно с грудным молоком вызывают серьезную беспокойство.

В любом случае, уникальная социальная, культурная, духовная и экономическая ценность традиционных видов питания должна приниматься во внимание, поэтому необходимо приложить все усилия для понижения в них уровней бета-ГХГ (CACAR, 2003).

2.4.2 Окружающая среда

Бета-ГХГ остро токсичен для водных организмов. По сравнению с концентрациями эффекта в водорослях и дафнии (IPCS, 1992), рыбы являются наиболее чувствительным таксоном. В результате опытов на острое отравление (продолжительность - 24 часа) для полосатой гиреллы и неона был установлен уровень LC50 примерно 1,7 мг/л (Oliveira-Filho and Paumgarten, 1997). IPCS (1992) сообщает об уровне EC50 на основании изменений в поведении рыб 47 мкг/л (96 часов) и LC50 для гуппи 0,9 мг/л (48 часов). В длительном исследовании токсичности (продолжительность - 4 и 12 недель), включавшем гистопатологические изменения, NOEC для молодняка гуппи составлял 32 мкг/л (Wester and Canton, 1991). Эстрогенная активность бета-ГХГ выражалась в виде изменений выработки вителлогенина, атрофии семенников, гермафродитизме у мужских особей, а также в изменениях гипофиза.

Складывается впечатление, что бета-ГХГ не является высокотоксичным для птиц (IPCS, 1992), но может влиять на их репродуктивную способность. В организме женских особей птиц с высокой концентрацией различных органохлоров, включая бета-ГХГ, состояние организма первого и второго птенца в выводке ухудшается (AMAP, 2004).

Данные мониторинга воздействия на белых медведей на Свальбарде свидетельствовали о значительном отрицательном соотношении между ретинолом и ГХГ (АМАР, 2004). Ретинол – необходимое вещество, поскольку оно требуется для воспроизводства, развития эмбриона и плода, а также для зрения, роста, дифференциации и поддержания тканей.

3 Обобщение информации

Технический ГХГ, смесь пяти стабильных изомеров ГХГ, содержит 5-14 процентов бета-ГХГ и в прошлом широко применялся по всему миру в качестве хлорорганического пестицида.

Хотя применение технического ГХГ в настоящее время незначительно, выбросы в окружающую среду могут происходить и по сей день. Местные источники включают места захоронения опасных отходов, зараженные объекты, запасы, а также могильники и свалки. Количественных оценок таких выбросов не существует, но объемы остатков ГХГ в виде побочных продуктов производства линдана, как предполагается, составляют от 1,6-1,9 до 4,8 млн. тонн. Кроме того, предполагается, что загрязнение окружающей среды может вызываться многочисленными объектами, которые должным образом не обслуживаются и не контролируются.

Физико-химические свойства альфа-ГХГ приводят к его "холодной конденсации" в глобальном масштабе, однако, пути распространения альфа- и бета-ГХГ в окружающей среде расходятся. Причины этого, возможно, заключаются в более высокой физической и метаболической стабильности, повышенной растворимости в воде/этаноле, пониженной константе Генри и относительно высоком коэффициенте разделения октанол-воздух, что благоприятствует выделению в органические фазы.

По имеющимся данным, бета-ГХГ может считаться стойким в окружающей среде. Хотя бета-ГХГ при благоприятных обстоятельствах разлагаем различными микробными штаммами, в условиях полевых экспериментов темпы деградации оставались низкими, что свидетельствует о весьма низкой скорости уменьшения в естественной среде. В ходе нескольких исследований было обнаружено, что бета-ГХГ сохраняется в почве обработанных участков в течение многих лет. Единственные выявленные показатели DT50 составляют 100 и 184 суток на возделываемой и невозделываемой почве в субтропических условиях. В дополнение к деградации и поглощению растениями, исчезновению бета-ГХГ в этом исследовании, возможно, способствовали испарение и вымывание.

Данные мониторинга в отдаленных районах, расположенных далеко от источников, убедительно свидетельствуют о том, что бета-ГХГ подвержен переносу в окружающей среде на большие расстояния. Высказывается предположение, что бета-ГХГ переносится в Арктику океаническими течениями через Берингов пролив после мокрого осаждения и выделения в северной части Тихого океана.

Бета-ГХГ обладает КБК (масса всего тела) 1460, который был выведен в результате лабораторного исследования на рыбах. Вместе с тем, имеется несколько исследований арктических морских пищевых сетей, которые свидетельствуют о том, что бета-ГХГ может накапливаться до высоких концентраций в верхних тропических уровнях (то есть, в организме морских млекопитающих и птиц). Таким образом, КБК, а также КУПС превышают 1. Далее было показано, что бета-ГХГ присутствует в грудном молоке матерей из числа подверженных сильному воздействию групп коренного населения, рацион питания которых основан на традиционной добыче. Таким образом, его способность к биоаккумуляции хорошо подтверждена документально.

Было доказано, что альфа-ГХГ обладает нейротоксическим и гепатотоксическим воздействием, а также вызывает нарушения репродуктивной функции, отражается на плодовитости и подавляет иммунную систему у подопытных животных. Данные мониторинга арктических белых медведей указывают на отрицательное соотношение между концентрациями ретинола и ГХГ, что может оказывать влияние на самые разнообразные биологические функции.

Международное агентство исследований в области раковых заболеваний (IARC) классифицировало бета-ГХГ как вещество группы 2В, возможно канцерогенное для человека. Несколько эпидемиологических исследований свидетельствуют о том, что бета-ГХГ, возможно, играет определенную роль в возникновении рака груди у женщин. Известно, бета-ГХГ по меньшей мере является стимулятором опухолей. Бета-ГХГ может оказывать отрицательное влияние на здоровье человека как в загрязненных, так и в арктических районах. На основании имеющихся данных о токсичности бета-ГХГ можно сделать вывод, что существующие концентрации бета-ГХГ в продуктах питания и материнском молоке в этих районах служат источником беспокойства. Риск раковых заболеваний, рассчитанный АООС, представляется весьма высоким, хотя следует отметить, что оценки носят консервативный характер (от $5,0 \times 10^{-3}$ до $7,7 \times 10^{-4}$).

Следует учитывать, что население и живая природа в арктических районах подвергаются воздействию широкого круга других стойких токсических веществ, которые могут воздействовать кумулятивным образом. В то же время, следует подчеркнуть, что хотя традиционные виды питания обладают уникальной социальной,

духовной и экономической ценностью, настоятельно рекомендуется избегать пищевых продуктов, уровни бета-ГХГ в которых вызывают обеспокоенность.

4 Заключение

Хотя в большинстве стран применение технического ГХГ в качестве пестицида запрещено или ограничено и в большинстве случаев он заменен линданом, процесс производства линдана приводит к образованию огромных количеств остаточных ГХГ. Продолжение производства и существующие накопленные количества таких изомеров в качестве отходов по-прежнему представляют собой проблему мирового масштаба, которая связана с продолжением выбросов в окружающую среду.

Бета-ГХГ стоек и присутствует во всех экологических нишах; особую обеспокоенность вызывают его уровни в наземной и водной пищевых сетях, поскольку они могут оказывать неблагоприятное воздействие на здоровье человека. Высокий уровень воздействия предполагается в загрязненных районах, которые до сих пор имеются по всему земному шару. Высокий уровень воздействия также, возможно, ожидается в результате переноса в окружающей среде на большие расстояния.

На основании характерных свойств, наряду с оценками суточного поступления бета-ГХГ в организм коренного населения Арктики, превышающего безопасные справочные значения такого поступления, и с учетом широкораспространенной встречаемости бета-ГХГ в биоте, в том числе в отдаленных районах, далеко отстоящих от возможных источников, выводится заключение о том, что в результате его переноса в окружающей среде на большие расстояния данное вещество может оказывать столь серьезное неблагоприятное воздействие на здоровье человека и окружающую среду, что принятие соответствующих глобальных действий является обоснованным.

Литература

- AMAP: Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway 2003.
- AMAP: Persistent Toxic Substances, Food Security and Indigenous Peoples of the Russian North Final Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway, AMAP Report 2004:2 2004.
- AMAP: Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo, Norway, 2004.
- ATSDR: Toxicological profile for hexachlorocyclohexanes, United States of America Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, August, 2005. [<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>; 2007-02-27].
- Bakore N., John P.J., Bhatnagar P.: Organochlorine pesticide residues in wheat and drinking water samples from Jaipur, Rajasthan, India. *Environ Monit Assess.* 98 (1-3), 2004, p. 381-9.
- Baumann K., Angerer J., Heinrich R., Lehnert G: Occupational exposure to hexachlorocyclohexane. Body burden of HCH isomers. *Int Arch Occup Environ Health.* 47 (2), 1980, p. 119-27.
- Blake A.: The Next Generation of POPs: PBDEs and Lindane, Working Group of the International POPs Elimination Network (IPEN). 2005. [<http://www.oztoxics.org/ipepweb/egg/New%20POPs.html> (pp:11) 2007-08-02]
- Bidleman T.F., Kylin H., Januntunen L.M., Helm P.A., Macdonald R.W.: Hexachlorocyclohexanes in the Canadian Archipelago. 1. Spatial distribution and pathways of alpha-, beta- and gamma-HCHs in surface water. *Environ. Sci Technol.* 41 2007, p. 2688-2695.
- Bhatt P., Kumar M.S., Chakrabarti T.: Assessment of bioremediation possibilities of technical grade hexachlorocyclohexane (tech-HCH) contaminated soils. *J Hazard Mater.* 137, 2006.
- Breivik K., Pacyna J. M., Münch J.: Use of alpha-, beta- and gamma-hexachlorocyclohexane in Europe, 1970-1996. *Sci. Total Environ.* 239 (1-3), 1999, p. 151-163.
- Buser H.F.; Müller M.. Isomer and Enantioselective Degradation of Hexachlorocyclohexane Isomers in Sewage Sludge under Anaerobic Conditions. *Environmental Science and Technology.* 29, 1995, p. 664-672.
- Bustnes J.O., Helberg M., Strann K.B., Skaare J.U.: Environmental pollutants in endangered vs. increasing subspecies of the lesser black-backed gull on the Norwegian coast. *Environmental Pollution* 144, 2006, p. 893-901.
- Butte W., Fox K., Zauke G.P.: Kinetics of bioaccumulation and clearance of isomeric hexachlorocyclohexanes. *Sci Total Environ.* 109-110, 1991, p. 377-82.
- CambridgeSoft Corporation: Chemfinder 2004, [<http://chemfinder.cambridgesoft.com/result.asp>; 2007-02-27]
- CACAR: Canadian Arctic Contaminant Assessment Report II: Toxic Substances in the Arctic and Associated Effects – Human Health, Dept of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Canada, 2003.
- CDC: National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. Third National Report. Department of Health and Human Services Centers for Disease Control and Prevention, 2005.
- Chessells M.J., Hawker D.W., Connell D.W. and Papajcsik I.A.: Factors influencing the distribution of lindane and isomers in soil of an agricultural environment. *Chemosphere* 17 (9), 1988, p. 1741-1749.
- Concha-Grana E., Turnes-Carou M., Muniategui-Lorenzo S., Lopez-Mahia P., Prada-Rodriguez D., Fernandez-Fernandez E.: Evaluation of HCH isomers and metabolites in soils, leachates, river water and sediments of a highly contaminated area. *Chemosphere* 64 (4), 2006, p. 588-95.
- Czech Republic: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Damgaard I.N., Skakkebaek N.E., Toppari J., Virtanen H.E., Shen H., Schramm K.W., Petersen J.H., Jensen T.K., Main K.M.: Persistent pesticides in human breast milk and cryptorchidism. *Environ Health Perspect.* 114, 2006, p. 1133-1138.
- Dirtu A.C., Cernat R., Dragan D., Mocanu R., Van Grieken R., Neels H., Covaci A.: Organohalogenated pollutants in human serum from Iassy, Romania and their relation with age and gender. *Environ Int.* 32 (6), 2006, p. 797-803.
- Doelman P., Haanstra L., Loonen H. and Vos, A.: Decomposition of alpha - and beta -hexachlorocyclohexane in soil under field conditions in a temperate climate. *Soil Biology and Biochemistry* 22 (5), 1990, p. 629-634.
- European Food Safety Authority (EFSA): Opinion of the Scientific Panel in Contaminants in the Food Chain on a Request from the Commission related to Gamma-HCH and other Hexachlorocyclohexanes as undesirable Substances in

- Animal Feed. The EFSA Journal 250, 2005, p. 1 – 39,
[http://www.efsa.europa.eu/etc/medialib/efsa/science/contam/contam_opinions/1039.Par.0001.File.dat/contam_op_ej250_hexachlorocyclohexanes_en2.pdf, 2007-02-28]
- Ewers U., Krause C., Schulz C., Wilhelm M.: Reference values and human biological monitoring values for environmental toxins. Report on the work and recommendations of the Commission on Human Biological Monitoring of the German Federal Environmental Agency. *Int. Arch Occup Environ Health*, 72 (4), 1999, p. 255-260.
- Falcon M., Oliva J., Osuna E., Barba A. Luna A.: HCH and DDT residues in human placentas in Murcia (Spain). Falcon M, Oliva J., *Toxicology*. 195 (2-3), 2004, p. 203-8.
- Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Influence of Chemical and Biological Factors on Trophic Transfer of Persistent Organic Pollutants in the Northwater Polynya Marine Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 35 (4), 2001, p. 732 -738.
- Fitzhugh, O.G., Nelson, A.A., Frawley, J.P. The chronic toxicities of technical benzene hexachloride and its alpha, beta and gamma isomers. *J Pharmacol Exp Ther.* 100 (1) 1950, p 59-66.
- Fürst P.: 2004. Chemisches Landes- und Staatliches Vetrinäruntersuchungsamt Münster, Germany in EFSA, 2005.
- Gerhard I.: Reproductive risks of heavy metals and pesticides in women. *Reproductive Toxicology* 1993, p. 167-83.
- Germany: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Gupta A., Kaushik C.P., Kaushik A.: Degradation of hexachlorocyclohexane (HCH; α , β , γ and δ) by *Bacillus circulans* and *Bacillus brevis* isolated from soil contaminated with HCH. *Soil Biology & Biochemistry* 32 (11), 2000, pp. 1803-1805(3).
- Hoekstra PF, O'Hara TM, Fisk AT, Borga K, Solomon KR, Muir DC.: Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environ Pollut.* 124 (3), 2003, 509-22.
- Hoekstra PF., O'Hara TM., Pallant SJ. and Solomon KR.: Bioaccumulation of Organochlorine Contaminants in Bowhead Whales. (*Balaena mysticetus*) from Barrow, Alaska. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 42, 2002, p. 497-507
- Hop, H, Borga K, Gabrielsen GW, Kleivane, L, Skaare, JU.: Food web magnification of persistent organic pollutants in poikilotherms and homeotherms. *Environ Sci Technol.* 36 (12), 2002, p. 2589-97.
- Hoyer AP., Grandjean P., Jorgensen T., Brock JW., Hartvig H.B.: Organochlorine exposure and risk of breast cancer. *Lancet.* 352 (9143), 1998, p.1816-20.
- HSDB (U.S. National Library of Medicine: Hazardous Substance Database), 2006. [<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?/.temp/~MgLCzu:1>; 2007-02-27]
- International HCH & Pesticides Association (IHPA): The Legacy of Lindane HCH Isomer Production, Vijgen, J. 2006. [www.ihpa.info/library_access.php; 2007-02-27]
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 123. Alpha- und Beta-Hexachlorocyclohexane. World Health Organization. Geneva, 1992. [<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc123.htm> 2007-02-27]
- IPCS (International Programme on Chemical Safety): Poisons Information Monograph 257, 2001. [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm>; 2007-02-27].
- IPCS Intergovernmental Programme on Chemical Safety, Hexachlorocyclohexane (Mixed Isomers), 2006 [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm#2.1%20Main%20risks%20and%20target%20organs>; 2007-07-12]
- IPEN: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Japan: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Kelly B.C., Ikonomou M.G., Blair J.D., Mori, A.E., Gobas F.A.P.C.: Food Web-Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants. *Science* 317, 2007, p. 236-238.
- Kinyamu JK., Kanja LW., Skaare JU., Maitho TE.. Levels of organochlorine pesticides residues in milk of urban mothers in Kenya. *Bull Environ Contam Toxicol.* 60(5):1998, 732-8.

- Konishi Y., Kuwabara K., Hori S.: Continuous surveillance of organochlorine compounds in human breast milk from 1972 to 1998 in Osaka, Japan. *Arch Environ Contam Toxicol.* 40 (4), 2001, p. 571-8.
- Kumar M., Chaudhary P., Dwivedi M., Kumar R., Paul D., Jain RK., Garg SK., Kumar A.: Enhanced Biodegradation of β - and δ -Hexachlorocyclohexane in the Presence of α - and γ -Isomers in Contaminated Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (11), 2005, p. 4005 -4011.
- Li J., Zhu T., Wang F., Qiu XH., Lin WL.: Observation of organochlorine pesticides in the air of the Mt. Everest region. *Ecotoxicol Environ Saf.* 63 (1), 2006, p. 33-41.
- Li Y.F.: Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. *The Science of the Total Environment*, 232 (3), 1999, p. 121-158(38)
- Li YF., Macdonald, RW.: Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect to pathway divergence on HCH trends in biota: a review. *The Science of the Total Environment* 342, 2005, p. 87-106.
- Li YF., Scholtz MT., and van Heyst BJ.: Global Gridded Emission Inventories of Beta-Hexachlorocyclohexane. *Environmental Science & Technology* 37 (16), 2003, p. 3493-3498.
- Li YF., Macdonald, RW., Jantunen, LMM, Harner T., Bidleman TF, Strachan WMJ.: The transport of β -hexachlorocyclohexane to the western Arctic Ocean: a contrast to α -HCH. *The Science of the Total Environment* 291, 2002, p. 229-246.
- Li YF., Zhulidov, AV., Robarts, DR., Korotova, LG.: Hexachlorocyclohexane Use in the Former Soviet Union. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48, 2004, p. 10-15.
- Li, JY, Li H, Tao P, Lei FM.: Serum organochlorines pesticides level of non-occupational exposure women and risk of breast cancer: a case-control study. *Wei Sheng Yan Jiu.* 35 (4), 2006, p. 391-4.
- Mathur V., Bhatnagar P., Sharma RG., Acharya V., Sexana R.: Breast cancer incidence and exposure to pesticides among women originating from Jaipur. *Environ Int.* 28(5), 2002, p. 331-6.
- MacRae IC., Yamaya Y., Yoshida T.: Persistence of hexachlorocyclohexane isomers in soil suspensions. *Soil Biology and Biochemistry*, 16 (3), 1984, pp. 285-286.
- Middeldorp PJM., Jaspers M., Zehnder AJB. and Schraa G.: Biotransformation of alpha-, beta-, gamma-, and delta - hexachlorocyclohexane under methanogenic conditions. *Environmental Science and Technology* 30 (7), 1996, pp. 2345-2349.
- Moisey J., Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Hexachlorocyclohexane (HCH) isomers and chiral signatures of alpha-HCH in the Arctic marine food web of the Northwater Polynya. *Environ Sci Technol.* 35 (10), 2001, p. 1920-7.
- Muir D., Savinova T., Savinov V., Alexeeva L., Potelov V., Svetochev V.: Bioaccumulation of PCBs and chlorinated pesticides in seals, fishes and invertebrates from the White Sea, Russia. *Sci Total Environ.* 306 (1-3), 2003, p. 111-31.
- Murayama H., Takase Y., Mitobe H., Mukai H., Ohzeki T., Shimizu K., Kitayama Y.: Seasonal change of persistent organic pollutant concentrations in air at Niigata area, Japan. *Chemosphere* 52 (4), 2003, p. 683-94.
- Nair A, Pillai MK. : Trends in ambient levels of DDT and HCH residues in humans and the environment of Delhi, India. *Sci Total Environ.* 30 (121), 1992, p.145-57.
- Nair A., Mandpati R., Dureja P.: DDT and HCH load in mothers and their infants in Delhi, India *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 56 (1), 1996, p. 58 – 64.
- Norway: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- NARAP: The North American Regional Action Plan (NARAP) on Lindane and Other Hexachlorocyclohexane (HCH) Isomers. 2006. North American Commission for Environmental Cooperation
[http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053_2007-03-10]
- Oliveira-Filho EC., Paumgarten FJ.: Comparative study on the acute toxicities of alpha, beta, gamma, and delta isomers of hexachlorocyclohexane to freshwater fishes. *Bull Environ Contam Toxicol.* 59 (6), 1997, p. 984-8.
- Phillips TM., Seech AG., Lee H., and Trevors JT.: Biodegradation of hexachlorocyclohexane (HCH) by microorganisms. *Biodegradation* 16, 2005, p. 363-392.
- Pohl HR., Tylenda C.A.: Breast-feeding exposure of infants to selected pesticides: a public health viewpoint. *Toxicol Ind. Health* 16, 2000, p. 65-77.

- Qian Y., Zheng M., Zhang B., Gao L., Liu W.: Determination and assessment of HCHs and DDTs residues in sediments from Lake Dongting, China. *Environ Monit Assess.* 116 (1-3), 2006, p. 157-67.
- Senthilkumar K., Kannan K., Subramanian A. and Tanabe S: Accumulation of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments, aquatic organisms, birds, bird eggs and bat collected from south India. *Environ Sci Pollut Res Int.* 8 (1), : 2001, p. 35-47.
- Sahu K.S., Patnaik K.K., Bhuyan S., Sreedharan B., Kurihara N., Adhya TK., Sethunathan N.: Mineralization of α -, γ -, and β -Isomers of Hexachlorocyclohexane by a Soil Bacterium under Aerobic Conditions, *J. Agric. Food Chem.* 43, 1995, p. 833-837.
- Sharma P., Raina V., Kumari R., Malhotra S., Dogra C., Kumari H., Kohler HP., Buser HR., Holliger C., Lal, R.: Haloalkane Dehalogenase LinB Is Responsible for β - and δ -Hexachlorocyclohexane Transformation in *Sphingobium indicum* B90A. *Applied and Environmental Microbiology* 72 (9), 2006, p. 5720-5727.
- Shen H., Virtanen H.E., Main K.M., Kaleva M., Andersson A.M., Skakkebaek N.E., Toppari J., Schramm K.W. Enantiomeric ratios as an indicator of exposure processes for persistent pollutants in human placentas. *Chemosphere.* 62 (3), 2006, p. 390-5.
- Singh G., Kathpal TS., Spencer WF. and Dhankar JS.: Dissipation of some organochlorine insecticides in cropped and uncropped soil. *Environ Pollut.* 70 (3), 1991, p. 1219-39.
- Stewart DKR., Chisholm D.: Long-term persistence of BHC, DDT and Chlordane in a sandy loam soil. *Can.J.Soil Sci.* 51, 1971, p. 379-383.
- Su Y., Hung H., Blanchard P., Patton GW., Kallenborn R., Konoplev R., Fellin P., Li H., Geen C., Stern G., Rosenberg B., Barrie LA. : Spatial and Seasonal Variations of Hexachlorocyclo-hexanes (HCHs) and Hexachlorobenzene (HCB) in the Arctic Atmosphere. *Environmental Science and Technology* 40, 2006, p. 6601-6607.
- Sun P., Backus S., Blanchard P., Hites RA.: Temporal and spatial trends of Organochlorine pesticides in Great lake precipitation. *Environmental Science and Technology* 40, 2006a, p. 2135-2141.
- Sun P., Blanchard P., Brice K., Hites RA.: Atmospheric organochlorine pesticide concentrations near the Great Lakes: temporal and spatial trends. *Environmental Science and Technology* 40, 2006b, p. 6587-6593.
- Suzuki M., Yamato Y., Watanabe, T.: Persistence of BHC (1, 2, 3, 4, 5, 6-Hexachlorocyclohexane) and dieldrin residues in field soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 14 (5), 1975, p. 520-529.
- Switzerland: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- TGD: Technical Guidance Document on Risk Assessment, European Communities, 2003. [<http://europa.eu.int; 2007-29-05>]
- UNEP Chemicals, Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances, 2003. [http://www.chem.unep.ch/Pts/gr/Global_Report.pdf; 2007-02-27].
- Urieta I., Jalon M., Eguilero. I.: Food surveillance in the Basque Country (Spain). II. Estimation of the dietary intake of organochlorine pesticides, heavy metals, arsenic, aflatoxin M1, iron and zinc through the Total Diet Study, 1990/91. *Food Addit Contam.* 13 (1), 1996, p. 29-52.
- USEPA, Assessment of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers, 2006. [http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/lindane_isomers_fs.htm; 2007-02-27].
- USEPA Memorandum: Lindane—Report of the FQPA Safety Factor Committee. August 2000: p 3.
- van Velsen F.L., Danse L.H., Van Leeuwen F.X., Dormans J.A., Van Logten M.J. The subchronic oral toxicity of the beta-isomer of hexachlorocyclohexane in rats. *Fundam Appl Toxicol.* 6, 4, 1986, 697-712.
- van Doesburg W., van Eekert MHA., Middeldorp PJM., Balk M., Schraa G, Stams AJM.: Reductive dechlorination of β -hexachlorocyclohexane (β -HCH) by a Dehalobacter species in coculture with a Sedimentibacter sp. *FEMS Microbiology Ecology* 54 (1), 2005, p. 87-95.
- Walker K., Vallero DA. and Lewsi RG.: Factors influencing the distribution of Lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environmental Science and Technology.* 33 (24), 1999, pp. 4373-78.
- Wang Y. et.al. 2006. Investigation of organochlorine pesticides (OCPs) in mollusks collected from coastal sites along the Chinese Bohai Sea from 2002 to 2004. *Environ Pollut.* 146(1), 2007, p. 100-6.
- Wania F., Mackay D.: Tracking the distribution of persistent organic pollutants *Environmental Science and Technology* 30 (9), 1996, p. 390A-396A.

Wester PW., Canton JH.: The usefulness of histopathology in aquatic toxicity studies. *Comp Biochem Physiol C*. 100 (1-2), 1991, p. 115-7.

Wegmann, F., MacLeod, M., Scheringer, M. POP Candidates 2007: Model results on overall persistence and long-range transport potential using the OECD Pov & LRTP Screening Tool. Swiss Federal Institute of Technology, [<http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/All%20chemicals%20Switzerland.pdf>] (OECD Pov & LRTP Screening Tool available at <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads>)

WHO/Europe. 2003. Health risks of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution. Joint WHO/convention task force on the health aspects of air pollution. Chapter 3. Hexachlorocyclohexanes [<http://www.euro.who.int/Document/e78963.pdf>; 2007-03-10]

Willett KL., Ulrich EM., Hites RA.: Differential Toxicity and Environmental Fates of Hexachlorocyclohexane Isomers. *Environmental Science and Technology* 32, 1998, p. 2197-2207.

Wong C.K., Leung K.M., Poon B.H., Lan C.Y., Wong M.H. Organochlorine hydrocarbons in human breast milk collected in Hong Kong and Guangzhou. *Arch Environ Contam Toxicol*. 43 (3), 2002, p. 364-72.

Wu WZ., Xu Y., Schramm KW. and Kettrup A.: Study of sorption, biodegradation and isomerization of HCH in stimulated sediment/water system. *Chemosphere* 35 (9), 1997, p. 1887-1894.

Xiao H., Li N. and Wania F.: Compilation, Evaluation, and Selection of Physical-Chemical Property Data for α -, β -, and γ -Hexachlorocyclohexane. *J. Chem. Eng. Data* 49 (2), 2004, p. 173 -185.

Zhang ZL., Hongb HS., Zhouc JL., Huang J. and Yua G.: Fate and assessment of persistent organic pollutants in water and sediment from Minjiang River Estuary, Southeast China. *Chemosphere* 52 (9) 2003, p. 1423-1430.

Zhulidov, AV., Headley JV., Pavlov DF., Robarts, DR., Korotova GL., Vinnikov YY., Zhulidova OV.: Riverine fluxes of the persistent Organochlorine pesticides hexachlorocyclohexanes and DDT in the Russian Federation. *Chemosphere* 41, 2000, p. 829-841.