

**МЕСТА  
ЗАГРЯЗНЕНИЯ  
ТОКСИЧНЫМИ  
ВЕЩЕСТВАМИ  
ЦЕНТРАЛЬНЫЙ  
И ВОСТОЧНЫЙ  
КАЗАХСТАН**



The European Union's Non-State Actors in  
Development – Actions in Kazakhstan programme



Прага, Караганда – Апрель 2015

# **МЕСТА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТОКСИЧНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ ЦЕНТРАЛЬНЫЙ И ВОСТОЧНЫЙ КАЗАХСТАН**





**МЕСТА  
ЗАГРЯЗНЕНИЯ  
ТОКСИЧНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ**

**ЦЕНТРАЛЬНЫЙ И ВОСТОЧНЫЙ КАЗАХСТАН**

Европейская Комиссия является исполнительным органом Европейского Союза. Этот отчет подготовлен и опубликован как часть проекта «Расширение прав и возможностей гражданского общества в Республике Казахстан для улучшения химической безопасности» профинансированного Европейским Союзом и софинансированного Global Greengrants Fund и Международной сетью по уничтожению СОЗ (IPEN) в рамках работы рабочих групп IPEN по диоксинам, ПХД, отходам и токсичным металлам. Мнения, выраженные в этой публикации, не обязательно отражают взгляды Европейской Комиссии и других доноров.

Проект выполнен следующими организациями – Арника, Программа по токсичным веществам и отходам (Прага, Чехия), Карагандинским областным Экологическим Музеем и Центром по внедрению новых экологически безопасных технологий, CINEST (Караганда, Казахстан).

Arnika – Toxics and Waste Programme,  
Chlumova 17, CZ-130 00 Prague 3, Czech Republic  
тел./факс +420 (222) 781 471;  
e-mail: toxic@arnika.org;  
<http://english.arnika.org>

Карагандинский областной Экологический Музей (ЭкоМузей)  
пр.Бухар Жырау 47, Караганда, Казахстан  
тел./факс +7 (7212) 41-33-44  
тел. +7 (7212) 50-45-61, 50-45-62  
[ecomuseum@ecomuseum.kz](mailto:ecomuseum@ecomuseum.kz), [info@toxic.kz](mailto:info@toxic.kz);  
[www.toxic.kz](http://www.toxic.kz), [www.ecomuseum.kz](http://www.ecomuseum.kz)

Центр по внедрению новых экологически безопасных технологий, CINEST  
ул.Таттимбета 10, кв.36,  
Караганда, Казахстан  
[ecodrom.center@gmail.com](mailto:ecodrom.center@gmail.com)  
тел. +7 707 305-60-23

# СОДЕРЖАНИЕ

## Места, загрязненные токсичными веществами в Центральном и Восточном Казахстане Окончательный отчет

<b>Введение и общие сведения</b> .....	<b>9</b>
1. Введени.....	11
2. Пробоотбор.....	13
3. Опробованные участки.....	14
4. Благодарности.....	19
5. Используемые источники.....	20
6. Сокращения.....	21

## Результаты отбора экологических образцов в Казахстане: тяжелые металлы в донных отложениях и почве

<b>Итоговый отчет</b> .....	<b>25</b>
1. Введени.....	27
2. Отбор проб и химические анализы.....	27
3. Результаты и оценка.....	28
4. Выводы.....	36
5. Литература.....	37

## Детские площадки в опасном состоянии

### Загрязнение казахстанских детских площадок тяжелыми металлами.....

<b>39</b>	
1. Введени.....	41
2. Методика отбора проб и проведения анализа.....	41
3. Результаты.....	42
4. Нормативные величины концентрации химических веществ в почве.....	43
5. Оценка результатов и комментарии.....	45
6. Рекомендации.....	48
7. Список литературы.....	49

## Краткий итоговый отчет о результатах отбора экологических образцов в Казахстане в 2013 и 2014 годах в рамках проекта «Расширение прав и возможностей гражданского общества в Республике Казахстан для улучшения химической безопасности.....

<b>53</b>	
1. Суть вопроса.....	55
2. Методы отбора и анализа.....	56
3. Правовые стандарты.....	57
4. Горячие точки.....	58
5. Литература.....	62

**Стойкие органические загрязнители (СОЗ) в яйцах кур свободного содержания в загрязненных местах Центрального Казахстана – Итоговый отчет..... 65**

1. Введение.....	67
2. Методы отбора проб и анализа.....	68
3. Предельно допустимое содержание СОЗ в яйцах в Казахстане, ЕС и других странах.....	71
4. Результаты.....	73
5. Разбор результатов.....	78
6. Выводы и рекомендации.....	85
7. Список литературы.....	86

**Результаты экологического опробования в Казахстане – исследование загрязнения р. Нура ртутью, метилртутью, полихлорированными дифенилами (ПХД) и хлорорганическими пестицидами (ХОП) – Итоговый отчет..... 89**

1. Введение.....	91
2. Загрязнение р. Нуры.....	91
3. Проект по очистке р. Нуры.....	92
4. Отбор проб и химические анализы.....	93
5. Результаты.....	95
6. Выводы.....	104
7. Литература.....	105

**Выявление и регулирование участков, загрязненных ртутью, ПХД и диоксинами в Казахстане:**

**Вовлечение гражданского общества с целью достижения совокупного результата..... 107**

1. Введение.....	109
2. Казахстан: Этапы ратификации Минаматской конвенции по ртути.....	113
3. Выявление и снятие характеристики участка - Что такое участок, загрязненный ртутью?.....	115
4. Выявление участка и предварительный скрининг: роль НПО.....	121
5. Оценка рисков.....	126
6. Загрязненные участки: Подходы к регулированию и восстановлению.....	128
7. Технология восстановления.....	133
8. Ликвидация загрязнения диоксинами и ПХД.....	144
9. Техника безопасности и охрана труда на участках локализации.....	148
10. Загрязненные участки Казахстана – ситуационные анализы.....	153
11. Вовлечение общественности в восстановление загрязненных участков: Расширение возможностей гражданского общества путем обмена информацией.....	162
12. Использованная литература.....	168

**ФОТОГРАФИИ..... 173**







**Места, загрязненные токсичными веществами  
в Центральном и Восточном Казахстане  
Окончательный отчет  
Введение и общие сведения**

Арника, Программа по токсичным веществам и отходам, Прага, 2015  
Карагандинский областной Экологический Музей (ЭкоМузей) и Центр по  
внедрению новых экологически безопасных технологий (CINEST), Караганда, 2015



# 1. ВВЕДЕНИЕ

Представленный здесь комплекс исследований был направлен на обнаружение и обсуждение данных, относящихся к загрязнению тяжелыми металлами и стойкими органическими загрязнителями почв, донных отложений, яиц кур свободного содержания, коровьего молока и рыбы. Пробы окружающей среды были получены в ходе двух полевых выездов, выполненных в июле-августе 2013 и августе-сентябре 2014.

Опробовательские работы являются важной частью проекта «Расширение прав и возможностей гражданского общества в Республике Казахстан для улучшения химической безопасности». Это совместный проект чешской некоммерческой организации Arnika Association и двух казахстанских некоммерческих организаций – Карагандинский областной Экологический Музей (ЭкоМузей) и Центр по внедрению новых экологически безопасных технологий (CINEST).

Основная цель проекта — повышение уровня и качества жизни населения в Казахстане путем повышения осведомленности общества о проблемах экологической и химической безопасности. Среди специфических задач проекта были, - укрепление сотрудничества и усиление возможностей экологических организаций гражданского общества для развития их вовлеченности в процесс принятия решений; - повышение информированности общества и облегчение

доступности к информации по вопросам химической безопасности; - инициирование изменений законодательства по вопросам химической безопасности, а также разработка воспроизводимых моделей общественных исследований.

Проект также был нацелен оказать помощь Казахстану в выполнении его обязательств по Стокгольмской Конвенции о стойких органических загрязнителях и Орхуской Конвенции о доступе к информации, участии общественности в процессе принятия решений и доступе к правосудию по вопросам, касающимся окружающей среды. Проект стартовал в ноябре 2012 года и завершен в конце апреля 2015.

Выбор нижеприведенных мест исследований основывался на предварительном анализе доступных отчетов, литературы и личного опыта участников команды проекта из ЭкоМузея и CINEST, а также на пожеланиях других НПО из Казахстана, которые участвовали в программе малых грантов этого проекта.

Для пробоотбора были выбраны - три участка в местах расположения металлургических предприятий (гг. Балхаш, Темиртау и пос.Глубокое), четыре потенциально исторически загрязненных участка (Экибастуз – заброшенная электрическая подстанция, р.Нура, и два бывших военных объекта в прибрежной зоне оз.Балхаш, - Дарьял-У и арсенал в окрестностях пос.Орта-Дересин), а также два участка, потенциально подверженных воздействию горнодобывающей про-

мышленности (пос.Акчатау в Карагандинской области и территория, где ранее добывался уран в районе г.Степногорск).

В качестве участков для получения фоновых уровней концентрации загрязнителей были выбраны пос.Акчатау, село Шабанбай би в Кызылтрай в Карагандинской области, озеро Дубыгалинское в Восточном Казахстане и южный берег оз.Балхаш напротив города Балхаш, хотя не все из этих мест оказались настолько чистыми как ожидалось.

Результаты, представленные в нижеприведенных отчетах основаны на анализах 191 пробы. Детальные данные о местах отбора проб почв, донных отложений, отходов и продуктов питания вы можете найти в таблицах специального отчета «Экологический Мониторинг в Центральном и Восточном Казахстане. Отчет о пробоотборе».

Пробы были проанализированы для определения концентраций следующих веществ:

- » 10 хлорорганических пестицидов и их метаболиты
- » 7 конгенов ПХД
- » ПХДД/ПХДФ и диоксиноподобные ПХД - первичный скрининговый иммунологический анализ и конгенер-специфический анализ для отобранных проб

- » бромированные ретарданты (включая полибромированный дифенил эфир)
- » ртуть и метилртуть
- » другие тяжелые металлы (свинец, кадмий, медь, хром, цинк, мышьяк).

Мы верим, что результаты работ, представленные в настоящих отчетах, внесут свой посильный вклад в помощь Казахстану в реализации его обязательств по Стокгольмской Конвенции и послужат образцом пилотного проекта для других стран. Мы благодарим доноров проекта за их финансовую поддержку, особенно со стороны Европейской Комиссии и также выражаем благодарность Международной сети по ликвидации СОЗ (IPEN) за их поддержку исследований и деятельности в области контроля СОЗ.

**Прага, 25 апреля, 2015 г.**

**Йиндрих Петрлик, Исполнительный директор**

**Арника, Программа по токсическим веществам и отходам**

**от имени объединенной команды проекта Арника-ЭкоМузей-CINEST**

## 2. ПРОБООТБОР

Пробы твердых материалов обычно отбирались как сборные пробы из верхнего слоя. Пробы формировались из нескольких точечных проб, отобранных в различных местах опробуемого местоположения. Почвенные пробы отбирались лопатой в полиэтиленовые контейнеры (V – 500 мл) с винтовыми крышками или в полиэтиленовые пакеты. Пробы донных отложений отбирались трубчатым пробоотборником в полиэтиленовые контейнеры (V – 500 мл).

В ходе отбора почв и донных отложений, пробоотборная лопата и трубчатый пробоотборник промывались питьевой водой или водой озера (реки) после каждого пробоотбора. Пробоотборщик использовал для отбора каждой пробы новый комплект одноразовых перчаток. Емкость для смешения проб промывалась

питьевой водой при отборе почвенных проб, речной (озерной) водой при отборе проб донных отложений, затем высушивалась одноразовым бумажным полотенцем и очищалась медицинским спиртом.

Емкости с донными отложениями и биоматериалами упаковывались в алюминиевую фольгу. Отваренные в течение 10 минут куриные яйца хранились в емкостях, для яиц, упакованных в два полиэтиленовых пакета. Пробы молока хранились в ПЭТ бутылках. Пробы рыбы упаковывались в два полиэтиленовых пакета. Почвы и другие пробы твердых материалов хранились при комнатной температуре, а пробы донных отложений и яиц хранились в холодильнике при температуре 4 – 8 °С до отправки их из Казахстана. Пробы рыбы и молока хранились в морозильной камере.

# 3. ОПРОБОВАННЫЕ УЧАСТКИ

Детальное описание опробованных мест и информация об отобранных пробах приведена в нижеследующем тексте. Расположение опробованных участков показано также на спутниковых картах Казахстана на рис.1 и 2.

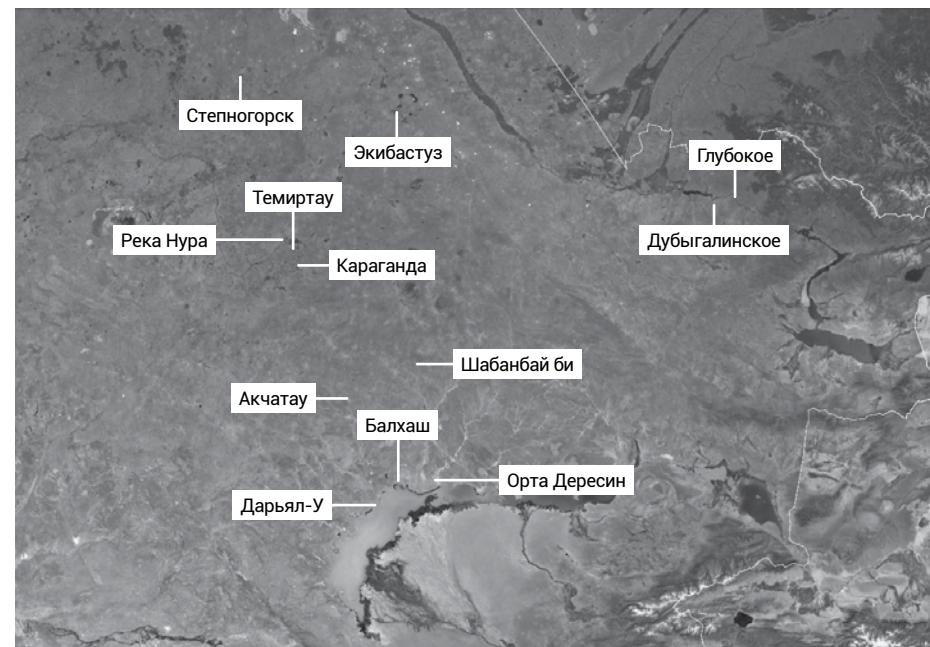
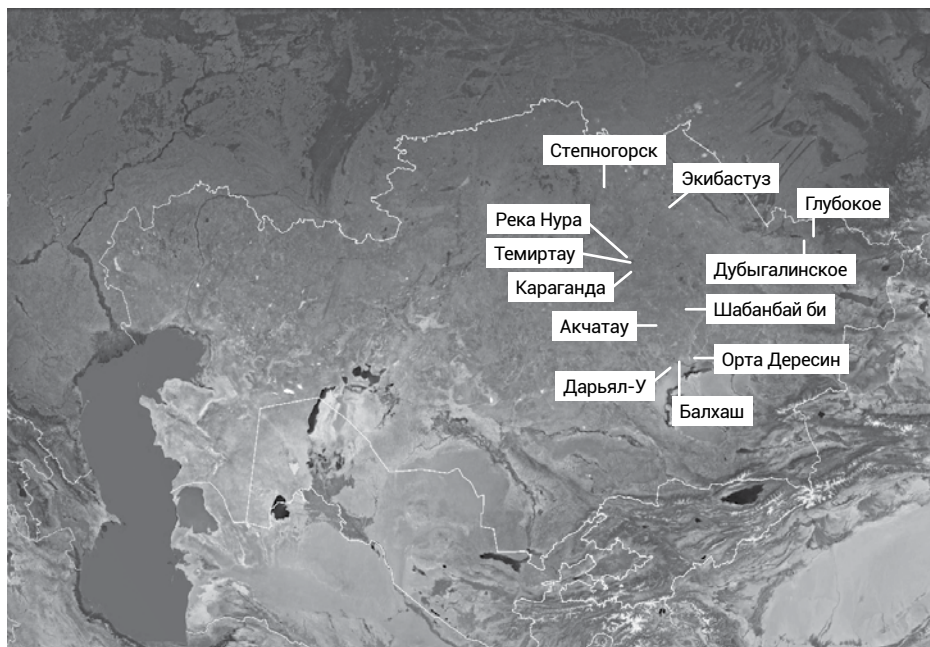


Рис. 1 и 2. Спутниковые карты опробованных местоположений.

### 3.1. Акчатау

Географические координаты - 47°59'06.2» с.ш., 74°02'43.7» в.д.

Акчатау(Акшатау) – поселок в Карагандинской области в Центральном Казахстане. Здесь расположено первое из открытых в Казахстане месторождений вольфрама (Laznicka 2010). В дополнение к 52 000 т вольфрама, это месторождение также содержит 16 000 т бериллия и 17500 т молибдена, находящихся в системе грейзеновых жил (более 300 жил).

В Акчатау была отобрана только одна проба на детской площадке в центре поселка.

### 3.2. Город Балхаш

Географические координаты -46°32'27» с.ш., 74°52'44» в.д.

**Балхаш – это** город в Карагандинской области, расположен на северном побережье озера Балхаш, **на берегу** бухты Бертыс. Население города – 76 000 чел. и еще примерно 30-50 тыс. человек проживает в прилегающем регионе. В Балхаше преобладают предприятия горнодобывающей промышленности и цветной металлургии.

Основным предприятием является ПО «Балхашцветмет» (ранее Балхашский горно-металлургический комбинат (БГМК)). Кроме того, действует Балхашский завод обработки цветных металлов (ЗОЦМ). Собственник предприятий – зарегистрированная в Великобритании компания KAZ Minerals PLC, (ранее, до конца 2014 г. «Корпорация Казахмыс»).

Балхашские предприятия находятся на 22 месте в мире среди крупнейших медеплавильных заводов и являются одним из трех существующих в мире заводов, которые продолжают использовать автогенные плавильные печи конструкции Ванюкова, разработанные в Советском Союзе (Schlesinger 2011). Сообщалось, что в начале 90-х годов XX века уровень выбросов был на уровне 280-320 тысяч тонн в год, что сопровождалось ежегодным распределением по озеру Балхаш в виде эмиссий загрязняющих веществ, в т.ч. 76 тонн меди, 68 тонн цинка и 66 тонн свинца. С тех пор максимальный уровень выбросов удваивался в 2005 г. и затем был уменьшен до 74 тыс. тонн в 2012 г. (Wikipedia 2015, <http://vbalkhashe.kz>).

Среди других крупнейших предприятий, БГМК считается крупнейшим загрязнителем атмосферы и вкладчиком около 20% от всех выбросов в атмосферу в Казахстане (данные UNECE и Казгидромет на 2003 г.). Несмотря на это, город расположен только на 16 месте в приоритетном списке UNECE. Wikipedia сообщает, что эмиссии от горной и металлургической промышленности являются ключевым фактором, воздействующим на окружающую среду Или-Балхашского бассейна, и что они в основном ассоциируются с загрязнением от БГМК, управляемого KAZ Minerals (Wikipedia 2015).

Химические вещества, непреднамеренно образующиеся в промышленных процессах, которые являются субъектами приложения С (Annex C) Стокгольмской Конвенции (ПХДД/ПХДФ, ПХД и ГХБ) упоминаются в отчетах исследователей как основные угрожающие факторы для здоровья населения в г.Балхаш.

Отходы БГМК хранятся в хвостохранилищах, занимающих около 25 кв. км, что вдвое превышает площадь самого города.

### 3.3. Дарьял-У – бывшая военная база

Географические координаты - 46°35'20.38» с.ш. 74°27'59.89» в.д.

Дарьял-У это заброшенная и разрушенная радиолокационная станция в Актогайском районе Карагандинской области Казахстана. Ближайший населенный пункт – село Гульшад с населением около 5000 человек, находится в 5 км от Дарьял-У. Город Балхаш находится на расстоянии 35 км. Дарьял-У расположен непосредственно на северном берегу озера Балхаш.

В 2004 году ЭкоМузей обнаружил на бывшей радиолокационной станции (РЛС) Дарьял-У системы предупреждения о ракетном нападении (СПРН, *engl.* Early Warning System) более 15 000 электрических конденсаторов производства Усть-Каменогорского конденсаторного завода (УККЗ), заполненных ПХД.

МООС РК выделило финансовые средства на проект по демонтажу, упаковке и вывозу конденсаторов на уничтожение, и около 10 000 конденсаторов была вывезена для этого в Германию (Envio company). Примерно 5000 конденсаторов до сих пор хранится на территории бывшей РЛС в одном из оставшихся зданий, расположенном в 230 метрах от оз. Балхаш.



Вокруг места хранения и развалин РЛС присутствует запах ПХД. Конденсаторы несанкционированно разрушались населением для извлечения цветных металлов, в результате много ПХД было пролито.

Команде проекта не было разрешено отобрать пробы на территории разрушенной станции. Мы смогли взять пробы на некотором расстоянии от Дарьял-У.

### 3.4. Озеро Дубыгалинское

Географические координаты - 50°03'51.27» с.ш. 81°47'27.58» в.д.

Озера Дубыгалинское (также известное как Окуньки или Митрофаны) расположено в Уланском районе Восточно-Казахстанской области. Оно расположено у подножия северных склонов горы Дубыгалы. Мы выбрали это место для фонового опробования почв и донных отложений, для сравнения с результатами проб из Восточного Казахстана.

### 3.5. Экибастузская подстанция

Географические координаты - 51°48'59.10» с.ш., 75°18'46.00» в.д.

Экибастузская подстанция была построена для выпрямления переменного ток в постоянный с помощью 15 тысяч конденсаторов на двух открытых площадках. После распада СССР подстанция осталась без владельца и охраны.

В ходе экономического кризиса 90-х годов прошлого века, местные жители несанкционированно разбирали конденсаторы с целью изъятия медного лома, ПХД при этом вытекли на грунт.

Во время ликвидационных работ в 2002 году новым хозяином имущества подстанции конденсаторы были демонтированы и «загерметизированы» монтажной пеной. Часть грунта, загрязненного ПХД, была снята и упакована в мешки.

Конденсаторы и загрязненная почва были вывезены и складированы на территории бывшего Семипалатинского ядерного полигона (площадка Опытное Поле).

Подстанция находится в пригородной зоне г.Экибастуз в Павлодарской области. Население города более 125 000 чел. В окрестностях подстанции находятся обширные дачные массивы (мин. расстояние 500 м, общая площадь около 3 кв. км). На территории охраняемой и огороженной зоны объекта (300 м от объекта) постоянно проживает семья, которая выполняет работу по охране. Семья выпает

и выращивает на территории объекта домашний скот – коров, овец, домашнюю птицу.

### 3.6. Поселок Глубокое

Географические координаты - 50°08'53.94» с.ш., 82°18'10.19» в.д.

Поселок Глубокое расположен в Восточно-Казахстанской области и имеет население около 10 000 чел. Вокруг поселка расположено пять мест размещения металлургических шлаков Иртышского металлургического завода, относящегося к KAZ Minerals (ранее Казахмыс). Многие годы районные власти пытались решить эту экологическую проблему путем создания предприятия по переработке этих отходов, расположенных в непосредственной близости от трансграничной реки Иртыш.

Был разработан Генплан развития пос.Глубокое, предусматривавший реализацию проекта по переработке отходов, основанного на новых технологиях. Тем не менее, проблема не была решена. Шлаки содержат высокий уровень тяжелых металлов, таких как свинец, цинк или медь.

Места размещения отходов №1,2 и 3 представляют собой особую угрозу, потому что расположены в непосредственной близости от Иртыша, на расстоянии 7-10 метров от речного берега. Хотя отвалы отделены от русла Иртыша небольшой дамбой, из-за многочисленных протечек в ней опасные вещества попадают в речную воду. Местное население опасается, что в случае наводнения тонны шлака попадут в речной поток.

Местные власти не обсуждают с населением решение данной проблемы. Места хранения отходов даже не огорожены и не имеют никаких предупреждающих знаков.

### 3.7. Город Караганда

Географические координаты - 49°48'40.76» с.ш., 73°05'27.37» в.д.

Мы отобрали только одну пробу куриных яиц, купленных в местном супермаркете и полученных от кур несвободного содержания, выращиваемых на птицеферме, в порядке получения фонового уровня содержания СОЗ в яйцах.

### 3.8. Река Нура

Географические координаты - 50°07'45.82» с.ш., 72°50'27.62» в.д.

Нура - крупнейшая река Центрального Казахстана берет начало в центральной части Казахского мелкосопочника, в горах Кызылтас, протекает через Караганда-Темиртауский промышленный район, далее следует около 260 км в сторону столицы Казахстана – г. Астана и впадает в оз. Тенгиз, расположенное в заповеднике Коргалдын, имеющем международное значение.

Общая длина реки – 987 км. Нура является типичной степной рекой: 80% годового стока формируется весенними паводковыми водами. Вода реки широко используется для хозяйственного и промышленного водоснабжения, ирригации, в рекреационных целях и для коммерческого рыболовства.

Нура получила значительное ртутное воздействие, начиная с 1950 г. Источником являлся химический завод Карбид в г. Темиртау неподалеку от г. Караганда.

Этот химический завод производил, в том числе, ацетальдегид методом прямой гидратации ацетилен в присутствии катализатора – сульфата ртути.

Сточные воды от ацетальдегидного производства с высоким содержанием ртути сбрасывались в реку без очистки на протяжении примерно 25 лет.

Предполагается, что в течении этого времени общая концентрация ртути в стоках достигала 50 мг/л, а среднегодовой сброс ртути в реку в период с 1950 по 1976 год оценивается в 22 тонны.

До 1969 года осадки, содержащие ртуть сбрасывались в болото Жаур. Предыдущие исследования распространения загрязнения в долине р. Нура, проведенные в 80-х годах XX века, выявили экстремально высокие уровни загрязнения.

Это, статистически нерепрезентативное исследование ртути в илах 33 поперечных профилей, показал, что отложения сильно загрязнены, со средними концентрациями ртути, превышающими 200 мг/кг на протяжении первых 9 км ниже по течению от места сброса.

На основе обнаруженных концентраций было оценено, что общее количество ртути в ложе реки может быть порядка 140 тонн. В период сброса ртути, в реку были также сброшены до 5 миллионов тонн золы уноса со стоками местной электростанции. В ходе весенних паводков, большое количество высокозагряз-

ненных донных отложений были перемещены вниз по реке и распространены по заливным лугам, обусловив повсеместное загрязнение ртутью.

### 3.9. Поселок Орта Дерсин в окрестностях бывшей военной базы Арсенал Токрау.

Географические координаты - 46°50'44.06» с.ш., 75°37'23.19» в.д.

По сообщениям СМИ военный арсенал в окрестностях поселка Орта Дерсин, расположенного в дельте р.Токрау, был одним из крупнейших складов боеприпасов Министерства обороны Казахстана. Бетонные хранилища воинской части 89533 содержали более десяти тысяч тонн боеприпасов – снарядов, мин, ракет. Среди других боеприпасов здесь были также бронебойные снаряды с урановыми сердечниками. Боеприпасы в арсенале Токрау были заложены на хранение Советской Армией во время войны в Афганистане.

8 августа 2001 года на территории воинской части произошло возгорание складов с боеприпасами, перешедшее в длительный обширный пожар, сопровождающийся многочисленными взрывами боеприпасов. Из-за таких взрывов, противопожарные экипажи не могли начать тушение пожара в течение нескольких дней. Во избежание человеческих жертв, населенные пункты были эвакуированы и создана зона безопасности в радиусе 10 км.

Пожар и взрывы не останавливались в течение целой недели. Это, в том числе, полностью разрушило пятиэтажную казарму в военном поселке, повредило железнодорожные пути, линии электропередач и единственную в этом районе водонапорную башню. Авария стала причиной значительных залповых выбросов в окружающую среду загрязняющих веществ, как химических, так и радиоактивных.

Учитывая, что Арсенал Токрау расположен на площади месторождения подземных вод, расположенного в долине р. Токрау, произошедший пожар и взрывы могут угрожать не только жителям ближайшего поселка Орта Дерсин (около 1000 жителей), но также и всему населению г.Балхаш (около 100 000 человек).

### 3.10. Село Шабанбай би

Географические координаты - 48°24'13.76» с.ш., 75°23'42.65»в.д.

Село Шабанбай би расположено в южной части Карагандинской области. Село находится у подножия горы Аксоран, высочайшей вершины гор Кызыларай, где находится заказник - особо-охраняемая природная территория. Село Шабанбай би - одно из мест в Центральном Казахстане, где развивается экотуризм, основанный на местных сообществах (visitkazakhstan.kz 2014).

Хотя мы выбрали это место в качестве чистого фонового участка, результаты анализов яиц показали наличие здесь скрытых проблем, как будет показано далее в этой публикации.

### 3.11. Город Степногорск

Географические координаты - 52°21'8.26» с.ш., 71°53'4.19»в.д.

Степногорск – это город в Акмолинской области. Он был основан в 1959 году и получил статус города в 1964. Он расположен в 200 км на северо-восток от Астаны. Население города достигало 47 000 жителей в 2009 г. (Wikipedia 2015).

Степногорск был основан как секретный город. Он был создан после того, как здесь были обнаружены большие запасы урана и создан Целинный горно-химический комбинат (ныне Степногорский ГХК– один из крупнейших в Казахстане и в мире заводов по переработке урана).

Шахта возле села Шантобе и перегрузочная станция в Атбасарском районе тоже относились к комбинату. Десятилетиями промышленные сточные воды сбрасывались в три хвостохранилища с общей площадью 800 га. Используемая технология обеспечивала безопасность опасных отходов, но только при условии продолжающейся деятельности комбината и непрерывном обводнении хвостохранилищ.

В настоящее время под угрозой, исходящей от 500 га пылящих радиоактивных «пляжей», которые становятся больше год от года, находится около 70 000 жителей. В трех поселках – Аксу, Кварцитка и Заводском, расположенных прямо в окрестностях хвостохранилищ, проживают около 8 000 человек.

Промышленная зона Степногорска также расположена в пос.Заводской, и многие жители Степногорска ежедневно ездят сюда на работу. Другие жители выпасают домашний скот в степи вокруг радиоактивных отходов, а также выра-

щивают на этой территории фрукты и овощи, которые затем потребляются ими, и, в том числе, частично реализуются на рынке. В результате, еще около 30 000 человек может быть под угрозой воздействия отходов (Арника – Программа по токсичным веществам и отходам, 2015).

### 3.12. Город Темиртау

Географические координаты - 50°03'5.77» с.ш., 72°57'58.58»в.д.

В городе Темиртау проживает около 170 000 жителей и еще около 100 000 человек живут в его окрестностях. В городе развита тяжелая индустрия, включая угольные электростанции, химико-металлургические заводы и крупнейший сталелитейный металлургический комбинат, относящийся к группе ArcelorMittal.

Металлургический комбинат Арселор Миттал Темиртау (АМТ) находится на расстоянии 500 м от ближайших домов. Согласно казахстанскому Плану выполнения обязательств Казахстана по Стокгольмской Конвенции 2009 года (НПВ), на комбинате насчитывалось 105 трансформаторов, заполненных совтолом (коммерческая смесь ПХД, использовавшаяся в бывшем СССР) и 1024 ПХД-содержащих конденсатора (2009). Ситуация частично была улучшена в рамках проекта ПРООН «Разработка и реализация комплексного плана по управлению ПХД» в 2014 году, когда жидкость Совтол была перевезена во Францию. Тем не менее, по данным ЭкоМузея и CINEST (Караганда) значительная часть содержащего ПХД электротехнического оборудования все еще используется в АМТ.

К промышленности, непреднамеренно производящей ПХДД/ПХДФ относится производство кокса и сталелитейное производство (единственное в Казахстане предприятие такого рода). Процессы разгрузки и тушения кокса, в ходе которых могут выделяться ПХДД/ПХДФ, происходят на открытом воздухе без улавливания газов и их последующей очистки.

Образование ПХДД/ПХДФ также возможно в ходе отжига известняка в шахтных печах - в Темиртау известь получают на ТОО Химико-металлургический завод (РК, 2009). Башкирский Республиканский Научно-экологический центр в 2005 году провел первую в Казахстане работу по пробоотбору для определения ПХДД/ПХДФ на промышленных предприятиях.

На АМТ были измерены следующие концентрации ПХДД/ПХДФ - в воздухе возле агломерационной машины №5 – 42,64 нг/м<sup>3</sup> (3,77 нг/м<sup>3</sup> ВОЗ-ТЭ), в пыли (соскоб со стен) - 5419,7 нг/м<sup>3</sup> (607,7 нг/г ВОЗ-ТЭ). В соответствии

с данными, приведенными в НПВ 2009, отходы, производимые на таких производствах, также могут служить источником загрязнения окружающей среды СОЗ.

## 4. БЛАГОДАРНОСТИ

Полевые исследования, анализы, подготовка и печать данной публикации были выполнены как часть проекта «Расширение прав и возможностей гражданского общества в Республике Казахстан для улучшения химической безопасности», профинансированного Европейским Союзом (EU AID, EuropeAid/132-239/L/ACT/KZ). Этот проект был также софинансирован Global Greengrants Fund и индивидуальными донорами в каждой из организаций-участников проекта.

Мы также благодарны за сотрудничество лабораториям, проводившим химические анализы, за их полезные экспертные консультации и также за до-

полнительный труд их работников, который зачастую требовался для анализа наших проб. Авторский коллектив также благодарен и признателен за «невидимую» помощь многих людей помогавших в подготовке данной публикации, и пользуясь случаем, благодарит хотя бы часть из них: Мартина Скальски – координатора проекта от Арники, Дану Ермоленок – директора CINEST, Дмитрия Калмыкова – директора ЭкоМузея, Алену Панкову – координатора проекта от CINESTA и ЭкоМузея, Мартину Блазкову, ассистента Программы Арники по токсичным веществам и отходам и Андрея Петрлик – графического дизайнера.

# 5. ИСПОЛЬЗОВАННЫЕ ИСТОЧНИКИ

- » Arnika - Toxics and Waste Programme. (2015, 02/2015). "Stepnogorsk: unsecured uranium tailing ponds." Retrieved 23-04-2015, 2015, from <http://english.arnika.org/kazakhstan/hot-spots/akmola/stepnogorsk-unsecured-uranium-tailing-ponds>.
- » Arnika, EcoMuseum and CINEST (2015). Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Monitoring Reports. Prague-Karaganda, Arnika - Toxics and Waste Programme.
- » Laznicka, P. (2010). Giant Metallic Deposits: Future Sources of Industrial Metals. Springer Verlag, Berlin - London.
- » Republic of Kazakhstan (2009). National Implementation Plan of the Republic of Kazakhstan on the Obligations under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Astana: 36.
- » Schlesinger, M. (2011). Extractive Metallurgy of Copper. Elsevier, Amsterdam - Boston.
- » UNECE and KAZHYDROMET (2003). Report on Air Emissions Inventory and Atmospheric Air Pollution Monitoring and Modeling in Kazakhstan. Almaty: United Nations Economic Commission for Europe: 88.
- » visitkazakhstan.kz. (2014). "Shabanbai-Bi Village." Retrieved 25-04-2015, 2015, from <http://visitkazakhstan.kz/en/guide/places/view/482/>
- » Wikipedia. (2015). "Lake Balkhash." Retrieved 23-04-2015, 2015, from [http://en.wikipedia.org/wiki/Lake\\_Balkhash](http://en.wikipedia.org/wiki/Lake_Balkhash).
- » Wikipedia. (2015, 22-03-2015). "Stepnogorsk." Retrieved 23-04-2015, 2015, from <https://en.wikipedia.org/wiki/Stepnogorsk>.

# 6. СОКРАЩЕНИЯ

ОДУ - Ориентировочно-допустимый уровень	ДОУ, DSI - Детальное обследование участка
ADI - Допустимое дневное поступление (доза)	с.в. – Сухой вес
AMA - Усовершенствованный анализатор ртути	ВЕКЦА – страны Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии
APC - Контроль загрязнения воздуха	ELCR - Избыточный (добавленный) риск онкологических заболеваний
ASGM - Самодельная и малая добыча золота	ЕС – Европейский Союз
BOD - Каталитическое разложение основаниями	ГХ – газовая хроматография
BDS - Лаборатория BioDetection Systems (Нидерланды)	ГЭФ – Глобальный экологический фонд
BEQ - Биоаналитический эквивалент	ПК, GoK - Правительство Казахстана
БГМК – Балхашский горно-металлургический комбинат	ГПХ, GPC – геляпроникающая хроматография
CALUX - Химически активированная экспрессия гена люциферазы	GPCR - Газофазное химическое разложение
CAS - Химическая реферативная служба Американского химического общества	GPS - глобальная навигационная система
CDI - Хроническое ежедневное поступление (доза)	ГХБ – гексахлорбензол
ЦВЕ, СЕЕ Центральная и Восточная Европа	ГХЦГ – гексахлорциклогексан
CINEST - Центр по внедрению новых экологически безопасных технологий	ГпХДД, гептаХДД – гептахлордibenзо-р-диоксин
CSM - Концептуальная модель участка	ГпХДФ, гептаХДФ – гептахлордibenзо-р-фуран
ОГО, CSOs - Организации гражданского общества	КО, HQ - Коэффициент опасности
ДДД – дихлордифенилдихлорэтан (метаболит ДДТ)	МСГХ ВР, HRGC-HRMS - газовая хроматография высокого разрешения – масс-спектрометрия высокого разрешения
ДДЕ – дихлордифенилдихлорэтилен (химическое соединение, образующееся при разложении ДДТ с выделением хлороводорода)	ГкХДД, ГексаХДД – гексахлордibenзо-р-диоксин
ДДТ – дихлордифенилтрихлорэтан (пестицид)	ГкХДФ, ГексаХДФ – гексахлордibenзо-р-фуран
КЭУ - Коэффициент эффективности уничтожения	IARC - Международное агенство по изучению рака
DL PCBs - Диоксиноподобные ПХД	МПК, INC - Межгосударственный переговорный комитет (обычно создается для переговоров по новым международным конвенциям)
КЭЭУ - Коэффициент эффективности уничтожения и удаления	

IPEN – Международная сеть по уничтожению COЗ  
IQ - Коэффициент умственного развития  
LADD - Пожизненная среднесуточная доза  
LOAEL - Минимальный уровень неблагоприятного воздействия (пороговая доза)  
LOD - Предел обнаружения  
LOQ - Предел количественного определения  
ПДК – предельно допустимая концентрация  
MF - Пересчетные коэффициенты  
MIA - Первичная оценка по Минаматском договору  
МУ, ML - Максимальный уровень  
MPOY, MRL - Максимально разрешенный остаточный уровень [концентрации]  
NA - Не анализировалось  
NEPC - Национальный совет по охране окружающей среды  
NIA - Анализ национального интереса  
НПО – неправительственные организации  
НПВ – Национальный план по выполнению требований конвенций  
NOAEL - Уровень, при котором не наблюдаются какие-либо [неблагоприятные] эффекты  
ОктаХДД, Октахлор-р-дибензодиоксин  
ОктаХДФ, Октахлор-р-дibenзофуран  
ОСЕ - Конструкция для удержания [предотвращения распространения] запахов  
ХОП, OCPs – хлорорганические пестициды  
ПАУ, PAHs – полиароматические углеводороды  
ПХД, PCBs – полихлорированные дифенилы  
ПХДД/ПХДФ, PCDD/Fs – полихлорированные dibензо-р-диоксины и фураны  
ПХДД – полихлорированные dibензо-р-диоксины  
ПХДФ – полихлорированные dibензо-р-диоксины  
СОЗ – стойкие органические загрязнители  
ПeХДД, ПeнтаХДД – пeнтахлордibenзо-р-диоксин  
ПeХДФ, ПeнтаХДФ – пeнтахлордibenзо-р-фуран  
СИЗ – средства индивидуальной защиты

PSI - Первичное обследование участка  
QA/QC - Контроль и обеспечение качества  
RA - Оценка риска  
RAP - План мероприятий по очистке  
RfD - Референсная доза  
RIS - Оценка влияния законодательства  
RISC - Программное обеспечение для расчетов по очистке, основанное на учете рисков  
RSL - Региональный скрининговый уровень  
S/S - Стабилизация и отверждение  
CK, SC - Стокгольмская Конвенция по стойким органическим загрязнителям  
SF – (cancer slope factor) Фактор риска возникновения рака  
SOP - Стандартные рабочие процедуры  
SPSS - Серополимерная стабилизация-отверждение  
ТХДД, тетраХДД – тетрахлордibenзо-р-диоксин  
ТХДФ, тетраХДФ – тетрахлордibenзо-р-фуран  
TEF - Коэффициенты токсического эквивалента  
ТЭ, TEQ - Токсический эквивалент, ДЭ (для диоксинов) – диоксиновый эквивалент  
КН, UF - Коэффициент неопределенности  
ПРООН – Программа развития Организации Объединенных Наций  
ЕЭК ООН - Европейская Экономическая Комиссия  
ЮНЕП – Программа ООН по окружающей среде  
ЮНИДО - Организация Объединённых Наций по промышленному развитию  
ЮНИТАР – учебный и научно-исследовательский институт ООН  
US EPA - Агенство по охране окружающей среды, США  
UXOs - Неразорвавшиеся боеприпасы  
ВОЗ ТЭ – токсический эквивалент определенный в 2005 г. экспертным советом Всемирной Организации Здравоохранения (ВОЗ)  
в.в., w.w. - Влажный вес (вес при естественной влажности)  
РФА, XRF - Рентген-флуоресцентный анализатор







# **Результаты отбора экологических образцов в Казахстане: тяжелые металлы в донных отложениях и почве**

(Итоговый отчет)

**Ing. Марек Шир Ph.D.**

Химико-технологический университет, Прага, 2015



# 1. ВВЕДЕНИЕ

Задача данного исследования — представить и проанализировать данные, относящиеся к загрязнению почвы и отложений ила тяжелыми металлами. Образцы экологических проб были получены в течение двух выездов на места, проведенных в Казахстане в августе 2013 года и в июле 2014 года.

Раунды сбора образцов составляют важную часть проекта «Расширение прав и возможностей гражданского общества в Республике Казахстан для улучшения химической безопасности».

# 2. ОТБОР ПРОБ И ХИМИЧЕСКИЕ АНАЛИЗЫ

## 2.1. Объекты сбора образцов

Детальное описание объектов, на которых проводился сбор образцов, представлено в данной публикации, в разделе «Общая информация».

## 2.2. Аналитические методы

После перевозки в лабораторию образцы были гомогенизированы, а представительная часть (50 гр) использовалась для определения сухой массы с использованием гравиметрического метода. Другая репрезентативная часть использовалась для анализа на металлы (кадмий, медь, хром, свинец, цинк)

и мышьяк с применением процедуры минерализации. Аналитическая процедура минерализации состояла в следующем: 5 гр образца помещалось в мензурку вместе с 30 мл дистиллированной воды и 10 мл концентрированной азотной кислоты. Образец кипятили в течение 2 часов. Затем его фильтровали через рифленый бумажный фильтр. Металлы и мышьяк определяли в насыщенном растворе с использованием спектрометра атомной абсорбции и эмиссии SensAA. Ртуть измеряли непосредственно в твердых образцах с помощью анализатора АМА (АМА254, Altec).

Содержание металлов выражалось в мг/кг в сухом остатке.

# 3. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОЦЕНКА

## 3.1. Результаты

Результаты аналитических измерений тяжелых металлов и мышьяка представлены в таблице «Отчет о мониторинге», который прилагается на английском языке на CD к данной публикации.

## 3.2. Оценка

Различные законодательные стандарты и вспомогательные критерии оценки представлены в данной главе. Кроме того, концентрации металлов определялись в образцах, взятых на исследуемых объектах, и сравнивались с соответствующими законодательно установленными стандартами. И наконец, целевые образцы с высоким содержанием металла выбирали для расчетов канцерогенных и неканцерогенных рисков, связанных с ними.

### 3.2.1. Стандарты, установленные законом

Концентрации загрязняющих веществ, определяемые в образцах, взятых на исследуемых объектах, сравнивались с максимально-допустимыми или предельно допустимыми концентрациями таких загрязняющих веществ, установленных в национальных и международных декретах, нормах и законах.

Сначала концентрации загрязняющих веществ сравнивали со значениями, указанными в законодательно-нормативном Акте № 168 «о Санитарно-гигиенических

требованиях к качеству воздуха в городских и сельских поселениях и качеству почвы и ее безопасности», принятом Резолюцией Правительства Республики Казахстан в январе 2012 года. Максимально допустимые концентрации определенных химических веществ в почве представлены в Приложении к Акту. Предельное содержание для химических веществ, которые не были установлены в Акте № 168, можно найти в «Заявлении о соответствии нормам максимально допустимых концентраций вредных веществ, вредных микроорганизмов и иных биологических загрязнителей в почве», разработанном Министерством Здравоохранения и Министерством экологии Казахстана в 2004 году. Пределы и нормы, установленные в предыдущих Постановлениях, основываются на Казахстанских санитарно-гигиенических нормативах для почвы — стандарты загрязнения почвы (разработаны 29 ноября, 1997 года).

Концентрации загрязняющих веществ сравнивали также с уровнями регионального скрининга (УРС). Такие уровни были выведены с использованием параметров подверженности и факторов, которые давали максимальное обоснование для хронической подверженности. Такая подверженность основывается на прямом контакте с целевыми элементами. Уровни регионального скрининга, выведенные в USEPA (Агентство по охране окружающей среды США) для некоторых элементов, имеют регистрационный номер CAS. УРС — это концентрации химических элементов в окружающей среде (почва, осадки, вода, воздух). Если УРС пре-

**ТАБЛИЦА 1: ЗАКОНОДАТЕЛЬНЫЕ СТАНДАРТЫ ДЛЯ ПОЧВ. СОДЕРЖАНИЕ ЭЛЕМЕНТОВ ВЫРАЖЕНО В МГ/КГ СУХОГО ОСТАТКА.**

	Свинец	Кадмий	Медь	Хром (шестивалентный)	Хром (всего)	Цинк Zinc	Мышьяк	Ртуть
Казахстанские лимиты на основе санитарно-гигиенических нормативов для почв	32	0,5	3,0	0,05	6,0	23	2,0	2,1
Лимиты для уровней загрязнения – и индустриальные зоны (на основе USEPA)	800	800	41000	5,6	-	310000	2,4	43
Лимиты для уровней загрязнения – прочие зоны (на основании USEPA)	400	70	3100	0,29	-	23000	0,61	10
Указ Чешской Республики – игровые площадки	50	0,3	45	-	85	90	10	0,3

вышены, то необходимо провести дальнейшее изучение или удалить загрязнение. При использовании УРС необходимо учесть некоторые специфические моменты, такие как содержание некоторых веществ, вызванные геологическими условиями.

Концентрации загрязняющих веществ в образцах, отобранных на детских площадках, сравнивали с санитарно-гигиеническими лимитами, установленными в Указе по. 238/2011 для детских площадок в Чешской Республике (MZD2011).

### 3.2.2. Оценка уровней загрязняющих веществ

Обширное исследование, направленное на мониторинг тяжелых металлов, проводилось в городе **Балхаш** и его окрестностях. Было отобрано 13 образцов донных отложений, 11 образцов почвы, 6 образцов почвы с детских игровых площадок и 2 базовых образца донных отложений. В общем, повышенные уровни свинца в донных отложениях и почве часто превышали казахстанские стандарты загрязнения почвы в 5–20 раз, а уровни кадмия часто превышали стандарты загрязнения в 5–10 раз. Высочайшие уровни тяжелых металлов (в основном меди) наблюдались в донных отложениях и почве ниже пруда-отстойника БГМК, близости к берегу озера, что представляет собой значительную угрозу для каче-

ства воды в Балхаше. Очень высокие уровни тяжелых металлов были отмечены в образцах песка, взятых с детских площадок в городе. Значения казахстанских санитарно-гигиенических нормативов были превышены в 10 раз по свинцу (Чешские лимиты для игровых площадок — до 45 раз) и в 30 раз для кадмия (Чешские лимиты для игровых площадок — до 50 раз) и в 120 раз для мышьяка (Чешские лимиты для игровых площадок — до 25 раз). Схожие уровни загрязнения измерялись также в образцах почвы, взятой на городских окраинах поблизости к частным домам, рядом с БГМК. В общем, концентрация всех измеренных тяжелых металлов, практически во всех образцах, значительно превышала базовый уровень образцов из озера Балхаш, что подтверждает влияние металлургического завода БГМК (см. диаграммы на рис 1 и 2).

Было отобрано 3 образца донных отложений и 3 образца почвы в местности Дарьял. Концентрация свинца превысила значения Казахстанского санитарно-гигиенического норматива в образцах донных отложений, взятых из обводненной ямы, которая, возможно, была бывшим дренажным каналом. Повышенный уровень свинца также был измерен в образце почвы, взятом рядом с обводненной ямой. Загрязнение тяжелыми металлами в местности Дарьял не значительно по сравнению с другими изученными территориями.

Было отобрано 11 образцов донных отложений и золы из пруда-отстойника Карбидного завода и 6 образцов почвы с детских игровых площадок в Темиртау. Самый высокий уровень содержания тяжелых металлов (свинца) наблюдался в глинистом песке с детской игровой площадки в городе. Пределы, установленные для детских площадок в Чешской Республике, были превышены практически в 50 раз, Казахстанские санитарно-гигиенические нормативы были превышены в 75 раз. Слегка повышенные концентрации ртути, по сравнению с базовым уровнем, были обнаружены в нескольких образцах, отобранных с химических прудов-отстойников Карбидного завода.

Было отобрано 8 образцов почвы в Ортадерижин. Слегка повышенная концентрация ртути по сравнению с базовой, была обнаружена в анализируемом образце.

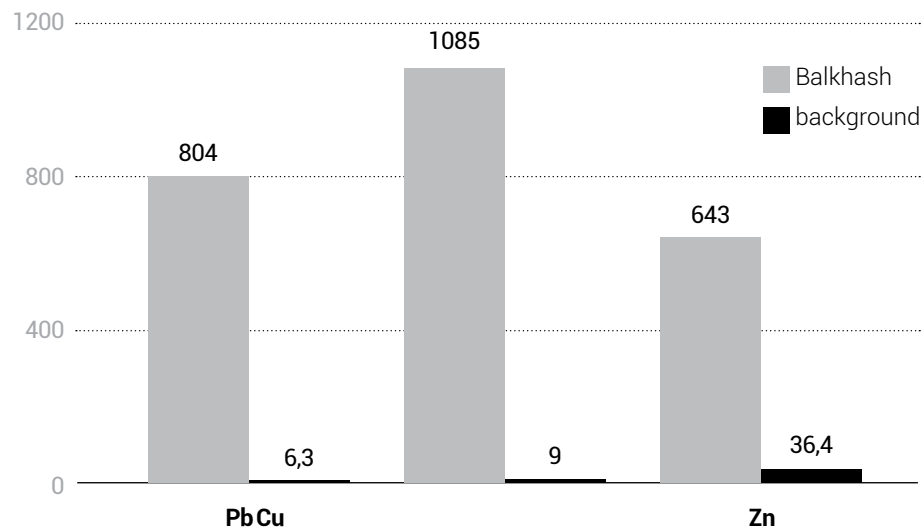
Оценка образцов, отобранных в Степногорске и Глубоком, позволила сделать следующие далее выводы. Было отобрано 2 образца почвы и 1 образец песка с игровой площадки и 2 образца ила в Степногорске. Самые серьезные уровни тяжелых металлов отмечались в образце, отобранном с игровой площадки для анализа на содержание мышьяка и цинка. Чешский предел для игровых площадок был превышен в три раза, а Казахстанский санитарно-гигиенический норматив был превышен практически в 15 раз. Казахстанский санитарно-гигиенический норматив для свинца также был превышен в донных отложениях ила реки Аксу к северу от Степногорска. В общем, наблюдаемые уровни цветных металлов в Степногорске, менее серьезны, чем в Глубоком, в окрестностях шлакоотвала, а уровни свинца, кроме образцов донных отложений и образцов с игровых площадок, сравнимы с оцененными образцами из озера Дубогалинское, где было отобрано два образца ила и один образец почвы для получения представления о базовых уровнях содержания тяжелых металлов в Восточном Казахстане. Было отобрано 3 образца ила, один образец почвы и один образец шлака в Глубоком. Самые высокие уровни тяжелых металлов отмечались в образце почвы, отобранном рядом со шлакоотвалом, где наблюдались огромные концентрации мышьяка, меди и свинца, превышающие не только уровни, установленные Казахстанскими санитарно-гигиеническими нормативами (для Pb и As), а так же уровни для восстановления объектов для индустриального или общего использования, установленные в Чешской Республике. Таким образом, этот объект подлежит восстановлению и очистке. То же применимо и к образцам

донных отложений, взятых из озера, ниже шлакоотвала. Повышенные уровни кадмия были обнаружены в обоих упомянутых выше образцах, которые превышали Казахстанские гигиенические нормативы в 40 раз. Относительно высокие уровни содержания кадмия и свинца также были обнаружены в образце донных отложений с реки Иртыш, вниз по течению от поселка Глубокое, которые демонстрируют, скорее всего, влияние металлургического завода в Глубоком.

Было отобрано 7 базовых образцов в различных точках для того, чтобы получить представление о базовых уровнях содержания тяжелых металлов в Казахстане. Было отобрано 3 образца донных отложений из озера Балхаш, 2 образца донных отложений и 1 образец почвы из Дубогалинского и 1 образец почвы рядом с Шабанбай би. В среднем, концентрации свинца, меди, хрома и цинка были значительно ниже в базовых образцах, чем в образцах на объектах, на которые повлияла промышленная деятельность. Разница составляла несколько порядков. Кадмий и мышьяк в базовых образцах обнаружены не были.

### **3.2.3. Ситуация в Балхаше**

Детальное исследование, в ходе которого оценивалось влияние промышленной деятельности, проводилось на образцах, взятых в городе Балхаш, которые включали 11 образцов почвы, отобранных в жилых районах, находящихся рядом с металлургическим заводом. Концентрации тяжелых металлов в этих образцах сравнивались с базовым уровнем, установленным по измерениям, снятым с 7 образцов почвы и донных отложений в различных местах. Базовые уровни дают среднее содержание металлов в почвах в Центральном Казахстане. Негативное техногенное влияние, приводящее к значительному загрязнению тяжелыми металлами в связи с использованием устаревших технологий, представлено в следующих ниже диаграммах (см. рис 1 и 2). Ситуация в жилых районах города Балхаш вызывает тревогу. Необходимо внедрять в металлургические процессы современные технологии (НДТ — наилучшие доступные технологии) для снижения выбросов с металлургического комбината во избежание постоянного распространения загрязнения в окружающей среде и для охраны здоровья людей.

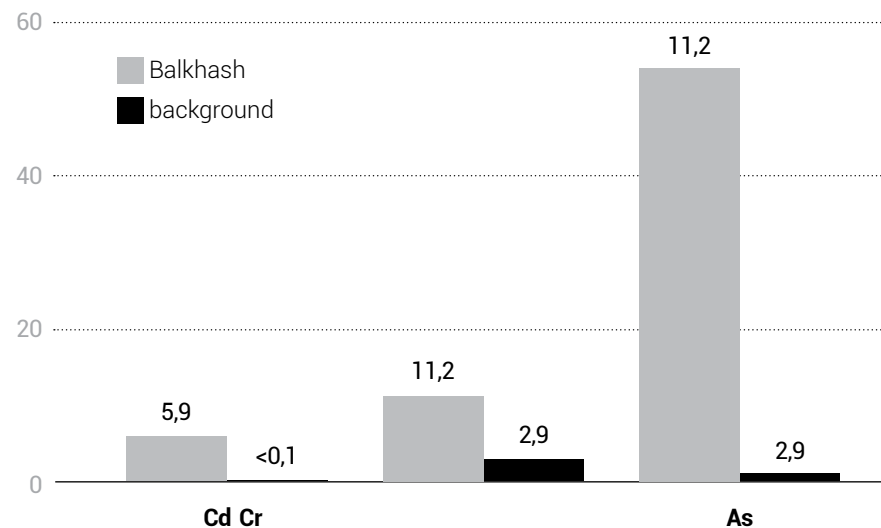


**Рис 1:** Сравнение средних концентраций меди и цинка в образцах почвы и донных отложениях, взятых в городе Балхаш и в базовых образцах. Концентрации выражены в мг/кг сухого остатка.

### 3.2.4. Оценка риска для здоровья

Оценка риска для здоровья основывалась на предположении, что при определенных условиях, существует риск вреда для здоровья, в то время как степень риска, варьирующаяся от нуля до максимального, определяется видом деятельности, соответствующим состоянием местности и условиями окружающей среды. Нулевой риск для здоровья в реальности не возможен, однако, риск вреда необходимо минимизировать до приемлемого риска для здоровья и окружающей среды. Для того чтобы определить риск, необходимо выяснить наиболее важные транспортные маршруты, а затем указать сценарии риска для реципиентов, потенциально подверженных риску. Существует два подхода к оценке влияния дозы — для веществ с пороговым (неканцерогенным) и непороговым (канцерогенным) влиянием.

Для веществ с неканцерогенным эффектом, ожидается, что процесс восстановления может успешно справляться с токсическим влиянием, но только в определенной дозе, когда этот эффект уже очевиден. Пороговое значение,



**Рис 2:** Сравнение средних концентраций кадмия, хрома и мышьяка в образцах почвы и ила, взятых в городе Балхаш и в базовых образцах. Концентрации выражены в мг/кг сухого остатка.

известное как NOAEL (явный неблагоприятный эффект не наблюдается) — это уровень подверженности, при котором наблюдается негативное влияние. ADI (приемлемое суточное потребление) или RfD (референтная доза) определяются с использованием значений NOAEL или LOAEL и соответствующих UF (факторы неопределенности) или MF (модифицирующие факторы). Такие факторы должны компенсировать всю неопределенность и изменчивость при определении соответственно значений NOAEL или LOAEL. Результаты расчетов (ADI и RfD) обычно намного ниже, чем NOAEL или LOAEL и представляют собой расчеты суточной подверженности человека, включая чувствительные группы населения, которое, скорее всего, подвержено риску негативного влияния на здоровье, даже если оно длится в течение всей жизни. В случае с канцерогенными веществами, предполагается, что не существует такой дозы, которая не будет вызывать модификации на молекулярном уровне, а, следовательно, вести к формированию злокачественных образований. Оценка связи между дозой и влиянием использует параметр SF



(коэффициент уклона), который указывает на возможный высочайший уровень возникновения злокачественных образований на единицу среднесуточной дозы, получаемой в течение всей жизни.

Для расчета подверженности веществам с неканцерогенным эффектом сравнивается полученная и поглощенная доза с приемлемым токсикологическим уровнем (т.е. RfD — Референтная доза). Уровень риска затем представляет уровень опасности (HQ). Расчет производится по уравнению:

$$HQ = \frac{E}{RfD}$$

E — параметр средней суточной дозы (ADD) или средняя суточная доза в течение всей жизни (LADD), соответственно Хроническое Суточное Потребление (CDI) (мг/кг.сут);

RfD — Референтная доза (мг/кг.сут).

В методе расчета для веществ с канцерогенным эффектом используется параметр ELCR — Избыточный риск ракового заболевания (бесконечно малый индикатор, соответствующий вероятности развития рака из-за подверженности в течение жизни, который можно описать в следующем уравнении:

$$\begin{aligned} ELCR &= CDI \times SF \\ ELCR &= LADD \times SF \end{aligned}$$

CDI — параметр Хронического суточного потребления, соответственно, Средняя суточная доза в течение всей жизни (LADD) относится к подверженности в течение всей жизни — 70 лет (мг/кг.сут);

SF — коэффициент уклона (мг/кг.сут).

Примеры, в которых были превышены уровни пределов загрязнения для других областей (USEPA), использовались для проведения оценки для риска здоровью человека. В таких образцах были обнаружены высокие уровни содержания свинца и мышьяка и проведены расчеты риска для этих тяжелых металлов.

Международное агентство по изучению рака (IARC) признает: мышьяк и неорганические элементы являются элементами из Группы 1 — канцерогенные для

человека, свинец является элементом из группы 2B — возможно канцерогенные для человека, неорганические соединения свинца принадлежат к соединениям из группы 2A — возможно канцерогенные для человека, а органические соединения свинца — к элементам из группы 3 — не классифицируются на канцерогенность для человека.

Оценка риска проводилась на основе токсикологических данных с использованием программного обеспечения RISC.

### 3.3. Модель RISC

Риск-интегрированное программное обеспечение для очистки местности (RISC) — это программное обеспечение, разработанное для оценки риска для здоровья человека на загрязненной территории. Программное обеспечение может интегрировать до четырнадцати возможных маршрутов подверженности и рассчитывать риски, связанные с ними, как с канцерогенными, так и неканцерогенными.

Если канцерогенный риск  $< 10^{-6}$ , то, считается, что нет значительного негативного влияния на здоровье. Если этот показатель находится в пределах между  $10^{-6}$  и  $10^{-4}$ , негативное влияние может произойти в будущем, таким образом, такой коэффициент необходимо учесть. И наконец, если его величина  $> 10^{-4}$ , риск является неприемлемым и необходимо немедленно предпринять серьезные меры. Если индекс опасности (HQ)  $< 1$ , считается, что нет значительного негативного влияния на здоровье, но если  $HQ > 1$  то предполагается существование негативно-го влияния на здоровье. Необходимо провести дополнительные исследования для определения токсических угроз.

**ТАБЛИЦА 2: КЛАССИФИКАЦИЯ ВЕЩЕСТВ В МОНОГРАФИЯХ IARC (МЕЖДУНАРОДНОГО АГЕНТСТВА ПО ИЗУЧЕНИЮ РАКА).**

Группа 1	Канцерогенные для человека
Группа 2A	Возможно канцерогенные для человека
Группа 2B	Вероятно канцерогенные для человека
Группа 3	Не классифицируются на канцерогенность для человека
Группа 4	Возможно неканцерогенные для человека

**ТАБЛИЦА 3: РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТОВ РИСКА ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ЧЕЛОВЕКА, СВЯЗАННЫЕ С ЗАГРЯЗНЯЮЩИМИ ВЕЩЕСТВАМИ В ОТОБРАННЫХ ОБРАЗЦАХ – КАНЦЕРОГЕННЫЕ РИСКИ.**

Загрязняющее вещество	Место	Образец	Концентрация в почве (мг/ кг)	Маршрут подверженности			Всего
				Проникновение в почву	Поверхностный контакт с почвой	Проникновение в растительность	
Мышьяк	Балхаш	BAL1/2	242,5	6,70E-05	3,90E-06	-	7,09E-05
		BAL1/4	232,2	6,40E-05	3,80E-06	-	6,78E-05
		BAL1/5	354,0	9,70E-05	5,70E-06	1,60E-04	2,60E-04
		BAL SED2	143,8	4,00E-05	2,30E-06	-	4,23E-05
		BAL SED3	199,9	5,50E-05	3,20E-06	-	5,82E-05
		BAL SED6	495,4	1,40E-04	8,00E-06	-	1,48E-04
		POP BAL	156,8	4,30E-05	2,50E-06	-	4,55E-05
		BAL – PG – 30–1	29,94	8,20E-06	4,80E-07	-	8,68E-06
		BAL – PG – 30–2	39,47	1,10E-05	6,40E-07	-	1,16E-05
		BAL – PG – 30–3	8,81	2,40E-06	1,40E-07	-	2,54E-06
		BAL – SED – 14–1	87,62	2,40E-05	1,40E-06	-	2,54E-05
		BAL – SED – 14–2	61,88	1,70E-05	1,00E-06	-	1,80E-05
		BAL – SED – 14–3	27,69	7,60E-06	4,70E-07	-	8,07E-06
	Глубокое	GLUB – SED – 2	46,31	1,30E-05	7,50E-07	-	1,38E-05
		GLUB – P – 1	493,8	1,40E-04	8,00E-06	-	1,48E-04
		GLUB – ST – 1	34,01	9,30E-06	5,50E-07	-	9,85E-06
	Степногорск	STEP – 3 – PG	29,00	8,60E-06	4,70E-07	-	9,07E-06

**ТАБЛИЦА 4: РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТА РИСКА ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ЧЕЛОВЕКА, СВЯЗАННЫЕ С ЗАГРЯЗНЯЮЩИМИ ВЕЩЕСТВАМИ В ОТОБРАННЫХ ОБРАЗЦАХ – ИНДЕКС ОПАСНОСТИ (HQ).**

Загрязняющее вещество	Место	Образец	Концентрация в почве (мг/ кг)	Маршрут подверженности			Всего
				Проникновение в почву	Поверхностный контакт с почвой	Проникновение в растительность	
Мышьяк	Балхаш	BAL1/2	242,5	1,70E+00	1,00E-01	-	1,80E+00
		BAL1/4	232,2	1,70E+00	9,70E-02	-	1,80E+00
		BAL1/5	354,0	2,50E+00	1,50E-01	4,00E+00	6,70E+00
		BAL SED2	143,8	1,00E+00	6,00E-02	-	1,06E+00
		BAL SED3	199,9	1,40E+00	8,40E-02	-	1,48E+00
		BAL SED6	495,4	3,50E+00	2,10E-01	-	3,71E+00
		POP BAL	156,8	1,10E+00	6,60E-02	-	1,17E+00
		BAL – PG – 30–1	29,94	2,10E-01	1,30E-02	-	2,23E-01
		BAL – PG – 30–2	39,47	2,80E-01	1,70E-02	-	2,97E-01
		BAL – PG – 30–3	8,81	6,30E-02	3,70E-03	-	6,67E-02
		BAL – SED – 14–1	87,62	6,20E-01	3,70E-02	-	6,57E-01
		BAL – SED – 14–2	61,88	4,40E-01	2,60E-02	-	4,66E-01
	BAL – SED – 14–3	27,69	2,00E-01	1,20E-02	-	2,12E-01	
	Глубокое	GLUB – SED – 2	46,31	3,30E-01	1,90E-02	-	3,49E-01
		GLUB – P – 1	493,8	3,50E+00	2,10E-01	-	3,71E+00
GLUB – ST – 1		34,01	2,40E-01	1,40E-02	-	2,54E-01	
Степногорск	STEP – 3 – PG	29,00	2,10E-01	1,20E-02	-	2,22E-01	

Загрязняющее вещество	Место	Образец	Концентрация в почве (мг/ кг)	Маршрут подверженности			Всего
				Проникновение в почву	Поверхностный контакт с почвой	Проникновение в растительность	
Свинец	Балхаш	BAL1/2	1621	9,60E-01	1,90E-02	-	9,79E-01
		BAL1/4	2217	1,30E+00	2,60E-02	-	1,33E+00
		BAL1/5	4182	2,50E+00	4,90E-02	0,00E+00	2,55E+00
		BAL1/12	666,1	4,00E-01	7,80E-03	-	4,08E-01
		BAL SED6	2242	1,30E+00	2,60E-02	-	1,33E+00
	Темиртау	TER PG 2/II	2410	1,40E+00	2,80E-02	-	1,43E+00
	Глубокое	GLUB – SED – 2	1230	7,30E-01	1,40E-02	-	7,44E-01
		GLUB – P – 1	3519	2,10E+00	4,10E-02	-	2,14E+00
		GLUB – ST – 1	1965	1,20E+00	2,30E-02	-	1,22E+00

Результаты основываются на стандартных расчетных коэффициентах, установленных в программном обеспечении RISC. Результаты соотносятся со средним загрязнением.

# 4. ВЫВОДЫ

Данное исследование направлено на мониторинг и оценку концентраций тяжелых металлов в почве и донных отложениях в нескольких районах Казахстана. Серии образцов были отобраны на загрязненных объектах, а также на объектах, где заражения не ожидалось, для того чтобы получить базовые уровни для сравнения.

Было обнаружено несколько точек с огромными уровнями концентрации мышьяка и свинца в почвах и донных отложениях ила. Такие уровни загрязнения означают значительную угрозу для окружающей среды. Самые высокие уровни содержания тяжелых металлов отмечались в донных отложениях и почвах ниже прудов-отстойников в Балхаше, ближе к берегу озера (медь), и в образце почвы, взятом поблизости от шлакоотвала в Глубоком (свинец и мышьяк). Концентрация тяжелых металлов превышает не только уровни установленные в Казахстанских санитарно-гигиенических нормативах, но также и уровни для восстановления объектов для промышленного или общего использования, установленные в Чешской Республике. Такие объекты должны быть вычищены и восстановлены. Кроме того, внушают тревогу и чрезвычайно высокие концентрации тяжелых металлов, обнаруженные в образцах, отобранных на детских игровых площадках в городе Балхаш (в основном, свинец, кадмий, медь и мышьяк) и в городе Темиртау (свинец), что представляет угрозу для детей.

Концентрации измеренных металлов, были значительно ниже в базовых образцах, взятых в нескольких местах, чем на объектах, на которые повлияла промышленная деятельность, более того, кадмий и мышьяк не были обнаружены в базовых образцах совсем. Негативное влияние промышленной деятельности особо очевидно в городе Балхаш, где средняя концентрация тяжелых металлов в почве и донных отложениях, взятых в окрестностях металлургического комбината, на два порядка выше, чем в базовых образцах.

Анализ, проведенный с использованием риск-интегрированного программного обеспечения для очистки (RISC), дал следующие результаты: некоторые образцы, загрязненные мышьяком, показали неприемлемый канцерогенный риск, а некоторые образцы показали, что негативное канцерогенное влияние может произойти в долгосрочной перспективе. Серии образцов, загрязненные мышьяком и свинцом, показали превышенный индекс опасности (HQ). В данном случае существует потенциальное негативное влияние на здоровье человека. Необходимо провести дальнейшие исследования для того чтобы определить токсические угрозы на изучаемых объектах.

# 5. ЛИТЕРАТУРА

- » ČSN ISO 5667–12 (757051) Jakost vod — Odběr vzorků — Část 12: Pokyny pro odběr vzorků dnových sedimentů
- » EC (2008). Regulation (EC) No 1272/2008 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006
- » GORK — Казахстан, Правительство Республики (2012), Об утверждении Санитарных правил «Санитарно-эпидемиологические требования к атмосферному воздуху в городских и сельских населенных пунктах, почвам и их безопасности, содержанию территорий городских и сельских населенных пунктов, условиям работы с источниками физических факторов, оказывающих воздействие на человека». 2012 Правительство Республики Казахстан.
- » IARC (2015). International Agency for Research on Cancer. IARC Monographs on Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. [online] Francie [cit. 2015–02–25]. Dostupné na: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/>
- » МН and МоЕ (2004). Совместный приказ Министра здравоохранения Республики Казахстан и Министра охраны окружающей среды Республики Казахстан "Об утверждении Нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ, вредных микроорганизмов и других биологических веществ, загрязняющих почву". 2004: Правительство Республики Казахстан.
- » MV (2000). Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů
- » MZP (1996). Soil, ground water and soil air pollution criteria according to the methodological guidelines of the Czech Ministry of Environment of 31 July 1996
- » MZP (2011). Vyhláška č. 238/2011 Sb., o stanovení hygienických požadavků na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch. (Decree no. 238/2011 Col. establishing sanitary requirements for swimming pools, saunas and hygiene limits of sand in the outdoor sandbox playgrounds).
- » MZP (2014). Věstník Ministerstva životního prostředí. Metodický pokyn MŽP Indikátory znečištění. Ročník XIV, částka 1, 2014. [online] [cit. 2015–03–31]. Dostupné na: <http://www.ippc.cz/dokumenty/DF0545>
- » USEPA. Regional Screening Levels. [online] [cit. 2015–03–05]. Dostupné na: [http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration\\_table/Generic\\_Tables/docs/params\\_sl\\_table\\_run\\_JAN2015.pdf](http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/Generic_Tables/docs/params_sl_table_run_JAN2015.pdf)
- » USEPA. Human Health: Exposure Assessment [online] [cit. 2015–04–15]. Dostupné na: [http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/human\\_health\\_exposure.htm](http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/human_health_exposure.htm)
- » USEPA (2005). Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, EPA/630/P-03/001F



# **Детские площадки в опасном состоянии**

Загрязнение казахстанских детских площадок тяжелыми металлами

**Алан Уотсон и Йиндржих Петрлик**

Консультанты по защите общественных интересов  
и Программа по токсичным веществам и отходам

Арника – Программа по токсичным веществам и отходам, Прага, 2015 г.





# 1. ВВЕДЕНИЕ

Настоящий документ представляет собой отчет по отбору и анализу проб почв детских площадок в трех населенных пунктах Казахстана. Особенную обеспокоенность вызывает загрязнение тяжелыми металлами; анализ уровней загрязнения проведен согласно международным нормам.

Подробные данные по методике отбора проб и участкам, на которых производился отбор проб, см. в «Отчете по отбору проб в Центральном и Восточном Казахстане в рамках программы мониторинга окружающей среды».

# 2. МЕТОДИКА ОТБОРА ПРОБ И ПРОВЕДЕНИЯ АНАЛИЗА

Отбор проб почвы детских площадок в Казахстане проведен в рамках масштабной программы отбора проб, реализованной в 2013–2014 гг. Пробы почв общим количеством пятнадцать проб были взяты на детских площадках гг. Балхаш, Темиртау, Степногорск и Акчатау. Пробы почв сложного профиля хранились в пластиковых контейнерах в темном прохладном помещении.

# 3. РЕЗУЛЬТАТЫ

Полные данные по отбору и анализу проб представлены в «Отчете по мониторингу» (Arnika, EcoMuseum et al. 2015 - прилагающийся CD диск). Результаты химических анализов почвы детских площадок в следующей таблице (таблица 1).

**ТАБЛИЦА 1: РЕЗУЛЬТАТЫ ХИМИЧЕСКИХ АНАЛИЗОВ ПОЧВЫ ИЗ ДЕТСКИХ ПЛОЩАДОК В КАЗАХСТАНЕ.**

Образец	Темір 1	TER PG 1/ II	TER PG 2/ II	TER PG 3/ II	TER PG 4/ II	TER PG 5/ II	TER PG 6/ II	BAL 1/1	BAL 1/3	BAL 1/4	BAL PG 30-1	BAL PG 30-2	BAL PG 30-3	STEP-003-PG	Ақша-тау I	Средний
Диоксины – ПХДД/ДФ + диоксин-подобные ПХД (пг/г)	3,2	40	2,6	3,7	7,8	6,8	6,4	2,2	4,6	4,8	NA	NA	NA	NA	NA	8,21
Свинец (мг/кг)	54,5	20,9	2410	77,9	19	27,2	13,9	81,9	117,4	2217	341,9	390,31	65,35	20,65	29,3	392,48
Кадмий (мг/кг)	0,4	0,4	0,3	0,5	0,2	0,2	0	0,8	1,2	15,3	4,19	4,47	0	0	0	1,86
Медь (мг/кг)	42	19,1	17,9	22,2	16,4	17,6	13,9	104,8	281,6	4866,1	631,64	671,67	205,44	42,02	31,4	465,58
Хром (мг/кг)	42,2	24,5	19,2	31,2	19,6	21	21	5,1	4,4	11	0	0	0	36,02	23,7	17,26
Цинк (мг/кг)	1302	112,3	129,3	156,8	72,3	95,4	60,2	46,2	43,6	1226,2	251,73	295,03	106	128,83	125,3	276,75
Мышьяк (мг/кг)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	232,2	29,94	39,47	8,81	29	0	22,63
Ртуть - ТНг (мг/кг)	0,071	0,087	0,052	0,137	0,056	0,073	0,028	0,085	0,190	0,458	NA	NA	NA	NA	NA	0,10

NA = не анализировано

# 4. НОРМАТИВНЫЕ ВЕЛИЧИНЫ КОНЦЕНТРАЦИИ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ПОЧВЕ

В настоящее время в РК не установлены ПДК химических веществ в почвах на территории детских площадок и населенных пунктов. Фактически имеется несколько государственных стандартов по загрязнению тяжелыми металлами и веществами, не содержащими ПХДД/ДФ. Следовательно, анализ отобранных проб проводится согласно международным нормам содержания химических веществ, приведенным в таблицах 2 и 3.

В Чешской Республике отдельно установлены ПДК металлов для игровых площадок (MZD 2011, таблица 4), которые также пригодны для проведения анализа содержания металлов в рамках настоящей программы отбора проб.

**ТАБЛИЦА 4: ПДК, ПРИМЕНИМЫЕ В ЧЕШСКОЙ РЕСПУБЛИКЕ.**

Таблица 4: ПДК тяжелых металлов (мг/кг сухого вещества)							
ПДК	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Hg
Промышленные участки	2,4	800	-	41 000	800	310 000	
Другие участки (общего назначения)	0,61	70	-	3100	400	23 000	
Игровые площадки (MZD 2011)	10	0,5	100	100	60	150	0,3

**ТАБЛИЦА 2: РЕГИОНАЛЬНЫЕ НОРМАТИВЫ  
ПО РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ.**

Загрязнитель	Approximately Allowed Concentration мг/кг почвы	Limit of Allowed Concentration мг/кг почвы	Растворимая форма	Источник информации
Ртуть		2,10		1
Медь			3,00	1
Свинец		32,00	6,00	1
Цинк			23,00	
Хром +3			6,00	1
Хром +6		0,05		3
Кадмий		0,50		1
Мышьяк		2,00		1
ПХД (сума)	0,06			2
ПХДД/ДФ (токсический эквивалент)	0,33 ng kg <sup>-1</sup>			4

Источник:

1. USSR, Hygienic normative (standards) chemicals in soil (PDK) GN 6229-91, ГН 6229-91, Перечень ПДК и ОДК хим. веществ в почве
2. Russian Federation, Order 16.12.2003г. №1322 Tatarstan Environment and Natural Resources Министерство экологии и природных ресурсов Респ. Татарстан, Приказ от 16.12.2003г. №1322
3. Russian Federation, GN 2.1.7.2041-06 Hygienic normative (standards) chemicals in soil. This norms introduced instead of 6229-91  
Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2041-06
4. Приказ МЗ СССР от 08.09.86 г. № 697 ДСП

**ТАБЛИЦА 3: ПДК СОГЛАСНО МЕЖДУНАРОДНЫМ СТАНДАРТАМ. ИЗ  
BREVIK (2013).**

	United States (US EPA 2009)		Australia (NEPM 1999)	
	EPA RSL Res	EPA RSL Ind	SGV resid	SGV allmt
As	0,39	1,6	32	43
Cd	70	800	10	1,8
Cu	0,29	5,9		
Hg неорган.	120 000	1 500 000	170	80
Pb				
Zn	3100	41 000		

Примечание:

США: RSL Res - региональные допустимые концентрации для почв с территорий жилых застроек; RSL In - региональные допустимые концентрации для почв с территорий промышленных зон. Объединенное Королевство: SGV - предельно допустимая концентрация; SGV Resid - ПДК для почв с территорий жилых застроек; SGV Allmt - ПДК для почв с территорий городских садов

# 5. ОЦЕНКА РЕЗУЛЬТАТОВ И КОМЕНТАРИИ

## 5.1 Оценка результатов по разным химическим веществам

### Свинец

В большинстве проб уровни содержания свинца превышали естественную концентрацию, в отчете указан диапазон 13-16 мг/кг (Adriano 2001). Однако, только две пробы превышали ПДК международных стандартов. Речь идет о пробе №2/II, взятой на территории г. Темиртау, пробе №1/4, взятой на территории г. Балхаш в которой наблюдались исключительно высокие уровни содержания свинца. Оставшиеся две пробы были либо близки к или выше ПДК международных стандартов. Имеется в виду пробы №30-1 и №30-2, взятые на территории г. Балхаш, уровни содержания свинца в которых были выше 300 мг/кг.

### Кадмий

В большинстве проб обнаружена очень низкая концентрация кадмия (<1мг/кг<sup>1</sup>). Исключением стали только пробы №BAL 1/4, №BAL 30-1 и №BAL 30-2, концентрация кадмия в которых составила 9,7 и 15,3; 4.2 и 4.5 мг/кг, соответственно. В пробе №BAL 1/3 обнаружена концентрация немного превышающая 1 мг/кг.

<sup>1</sup> Указанные уровни приведены как нормальные уровни содержания хим. веществ в Объединенном Королевстве согласно авторам Kah et al. – см. таблицу ниже.

В большинстве проб обнаружено низкое содержание меди, гораздо ниже величин, указанных в международных стандартах и вызывающих особую обеспокоенность в рамках охраны окружающей среды; однако, почвы со всех детских площадок в г. Балхаш превышают нормы Чешской Республики. Особенное внимание следует уделить пробам из г. Балхаш № 1/4, №30-1 и №30-2, концентрация меди в которых составляет 4,8 и более 0,6 г/кг. При сравнении с международными нормами такая высокая концентрация однозначно оправдывает дальнейшее исследование почв упомянутых территорий.

### Хром

Анализ был проведен по общему содержанию хрома, поэтому невозможно установить потенциальную опасность, которую в основном представляет собой более токсичный шестивалентный хром VI. Ни один из обнаруженных уровней содержания не является достаточно высоким, чтобы представлять опасность.

## Цинк

Цинк представляет большую опасность для окружающей среды, чем для человеческого здоровья; в особенности в концентрациях, обнаруженных при проведении настоящего исследования, однако в пробах Балхаш 1/4 и Темиртау 1 обнаружена высокая концентрация цинка, и в сочетании с другими химическими веществами, цинк представляет опасность для человеческого здоровья на вышеуказанных участках.

## Мышьяк

Только в пяти пробах, 4 из г. Балхаш и одна из г. Степногорск, обнаружены концентрации мышьяка превышающие лабораторные уровни обнаружения. В пробе Балхаш 1/4 обнаружена очень высокая концентрация мышьяка в сравнении с естественной нормальной концентрацией, установленной в пределах от 7 до 40 мг/кг (Brevik et al., 2013), а также значительно превышала международные ПДК. Четыре пробы (три из г. Балхаш и одна из г. Степногорск) превышали ПДК, установленные в Чешской Республики для детских площадок (см. таблицы 1 и 4).

## Ртуть

Нормальные уровни содержания ртути в почве составляют менее 0,01 мг/кг (Diawara et al., 2006) Ни одна из обнаруженных концентраций ртути в пробах почвы с территорий детских площадок не превышала международные ПДК. Несколько ПДК были специально установлены для детских площадок, несмотря на высокие риски, возникающие при подвергании детей воздействию ртути. Следует отметить, что не существует безопасных уровней содержания ртути на территории детских площадок, следовательно, концентрация ртути должна быть как можно ближе к нормальному уровню содержания ртути в почвах. ПДК Чешской Республики по детским площадкам превышены в пробе № BAL 1/4.

## Диоксины и ПХД

Концентрация диоксинов (ПХДД/Ф) и таких диоксинов как ПХД находится в ожидаемых пределах для населенных пунктов согласно европейским нормам, с возможным исключением пробы г. Темиртау № PG1/II (40 пг/г). Также

отмечено, что нормальный уровень концентрации диоксинов (ПХДД/Ф) в почве составляет 1 пг по I-КТЭ/г (коэффициент токсической эквивалентности) согласно Национальному плану реализации по Стокгольмской Конвенции (Republic of Kazakhstan, 2009)<sup>1</sup>, что ниже, чем в некоторых странах ЕС. В сравнении с данными нормами, концентрации в пробах со всех детских площадок выше 2 пг био-КТЭ/г, рассматриваются как повышенные.

## 5.2 Дополнительная информация по загрязнении детских площадок:

Почва с территории детских площадок г. Балхаша более загрязнена такими тяжелыми металлами как медь, свинец, кадмий и мышьяк, чем это было указано в исследованиях De Miguel (2007) (Мадрид, Испания), Wong (1997) (Хонконг, Китай), Diawara (2006) (Пембло, Колорадо, США), Figueiredo (2011) (Сан Пауло, Бразилия) или Mostert (2012) (Квинсленд, Австралия)<sup>2</sup>. Результаты тех исследований показаны в таблице 5.

ТАБЛИЦА 5: УРОВНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДЕТСКИХ ПЛОЩАДОК ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ В РАЗНЫХ ГОРОДАХ.						
Город/вещество	Мадрид 2002 & 2003	Мадрид; мин. – макс.	Хонконг средний	Хон-конг	Пембло	Сан Пауло
Медь			16,14	4,73		
Свинец	38 & 22	6,1 - 106	89,94	52,6	87,7	
Кадмий	0,19 & 0,14	0,05 – 0,50	0,94	0,31	2,53	
Мышьяк	7,3 & 6,9	3,7 - 16	16,5	4,57	12,6	1.2-24

<sup>1</sup> „Результаты проб почвы, взятые на расстоянии 1–3 км от промышленной зоны г. Балхаша, составляют менее 1 пг/г.“ (Republic of Kazakhstan 2009)

<sup>2</sup> Следует отметить, что Мостерт относил окрашенные поверхности оборудования детских площадок к источникам загрязнения, что составляет 8,4% от общего загрязнения детских площадок тяжелыми металлами. Очевидно, что данная проблема приобретает особое значение в случае использования покрытия с содержанием свинца.

### 5.3. Комментарии

Места отдыха и развлечения для детей такие как игровые площадки являются потенциально опасной средой обитания для детей в загрязненных районах, в особенности из-за возможного взаимодействия детей с загрязненными поверхностями и почвами, в том числе в некоторых случаях и попадания загрязненной почвы внутрь детского организма (Duggan et al., 1985; Mielke et al., 2011; Nielsen and Kristiansen, 2004).

#### 5.3.1. Потенциальные источники загрязнения на территории Казахстана

Основными источниками загрязнения атмосферы Казахстана ЕЭК ООН названы тепло- и электроэнергетическая промышленность, цветная и черная металлургия, нефтегазовая промышленность, а также авто- и железнодорожный транспорт.

##### 5.3.1.1. Акчатау

Акчатау — это первое крупное месторождение вольфрама, обнаруженное в Центральном Казахстане (Laznicka, 2010).

##### 5.3.1.2. Балхаш

Среди крупнейших предприятий Балхашский горно-металлургический комбинат рассматривается как наиболее значительный источник атмосферного загрязнения, выбросы которого составляют около 20% от общего количества загрязняющих атмосферу веществ в стране (UNECE, 2003).

#### 5.3.2. Влияние на человеческое здоровье

Почвы и пыль могут быть загрязнены в результате прямых и косвенных выбросов и отложений загрязняющих веществ в атмосфере, утечек с загрязненных территорий, использование пестицидов и удобрений, и т.п.

Частицы почвы и пыли снаружи могут быть занесены в помещение и быть причиной возникновения пылевого загрязнения помещений. Попадание частиц почвы и пыли внутрь человеческого организма является одним из ос-

новных возможных способов подвергания детей воздействию химических веществ, т.к. дети могут проводить значительное количество времени играя на полу, а также имеют склонность класть себе в рот различные предметы, в том числе и свои пальцы. Следовательно, количество пыли, попадающее в организм ребенка, значительно превышает количество пыли в организме взрослого (Fairbrother 2007). Что может вызвать более высокий уровень поглощения металлов, например, при железодефицитной анемии, и при отсутствии соответствующих знаний и доступа к здравоохранительным учреждениям (Filippelli, 2010).

ЕРА США считает, что при наличии извращения вкуса (Pica chlorotica) уровень поглощения пыли должно составлять 1г/день. Однако, даже эти цифры не в полной мере отражают наибольшее возможное количество пыли в человеческом организме. Calabrese (1997), например, заявляет «в некоторых случаях в организме детей обнаружено от 25 до 60 г частиц почвы, поглощенной только за один день».

Подводя итог, Моуа (2014) в исследовании попадания почвы в детский организм приводит следующие нормы — от 400 до 41000 мг/сут. Следовательно, мы не можем считать, что настоящие нормы попадания почвы внутрь человеческого организма, могут относиться к мерам предосторожности. Для защиты детей, как более подверженных и уязвимых для воздействия химических веществ, требуется наличие чистой почвы.



## 6. РЕКОМЕНДАЦИИ

Детские площадки в г. Балхаш, а именно на участках №№ 1/4, 30–1 и 30–2 вызывают особую обеспокоенность в виду присутствия загрязнения свинцом, медью, кадмием, цинком и мышьяком.

Широкое распространение загрязненных почв на территории детских площадок требует нахождения скорейшего решения проблемы нанесения вреда детскому здоровью путем удаления верхнего слоя почв, чтобы избежать контакта человека с опасными химическими веществами, содержащимися в загрязненных почвах. Методы рекультивации загрязненных почв включают, срез и удаление загрязненного слоя почвы и замена чистым грунтом. Данный метод является дорогостоящим, он либо требует специального очищения почв, а также большой вместимости полигона захоронения отходов, т.е. переносит проблему охраны окружающей среды из одной сферы в другую.

Filippelli (2010) приводит в пример другой метод, который заключается в простом покрытии загрязненной почвы 15 см слоем грунта, не содержащим свинец. Физическая эрозия почв на территории детских площадок, особенно вблизи часто

используемого оборудования, вместе с ветровой эрозией, вероятно, делает данный метод неэффективным в долгосрочной перспективе.

Одним из очевидных методов решения проблемы является очистка оборудования игровых площадок, и мощение открытых поверхностей или нанесение тармакадама в комплексе с ударопоглощающими материалами для обеспечения безопасности. Тем не менее, результаты последнего исследования (Taylor et al., 2015) вполне ясны. Авторы заявляют «Несмотря на то, что очищение оборудования сокращает отложение металлов на территории детских площадок и руках детей, оно не решает проблемы отложения загрязняющих веществ, находящихся в атмосфере».

В конечном счете, единственным долгосрочным решением настоящей проблемы уменьшения вреда, наносимого детскому здоровью, является решение проблемы основного источника загрязнения, т.е. выбросов в атмосферу вредных веществ Балхашского ГОКа.

# 7. СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- » Adriano, D.C., (2001). Trace elements in terrestrial environments - Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals, 2nd edn. New York, NY: Springer-Verlag, 867.
- » Arnika, EcoMuseum and CINEST (2015). Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Monitoring Reports. Prague-Karaganda, Arnika - Toxics and Waste Programme
- » Brevik, E.C. and Burgess L.C. (2013). Soils and Human Health. Boca Raton, FL: CRC Press.
- » Calabrese, E. J., Stanek, E.J., James, C.J. and Roberts, S.M. (1997). "Soil Ingestion: A Concern for Acute Toxicity in Children", Environmental Health Perspectives, Volume 105, Number 12, December 1997
- » De Miguel, E., Iribarren, I., Chacón, E., Ordoñez, A., Charlesworth, S. (2007). Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). Chemosphere 66 (3): 505-13
- » Diawara, M.M., Litt, J.S., Unis, D., Alfonso, N., Martinez, L., Crock, J.G., Smith, D.B., Carsella, J. (2006). Arsenic, cadmium, lead, and mercury in surface soils, Colorado: Implications for population health risk. Environmental Geochemistry and Health 28 (4): 297-315.
- » Duggan, M. J., Inskip, M. J., Rundle, S. A., & Moorcroft, J. S., (1985). Lead in playground dust and on the hands of schoolchildren. The Science of the Total Environment, 44(1), 65-79.
- » Дюсембаева, Н. К. (2014). Экология Балхаша и генетическое здоровье населения в Балхаше. Казахстан без токсичных веществ: Международная конференция, август - 7, 2014 Астана.
- » EA, (2009). Environmental Agency, land contamination 2009. SGV, soil guideline value; SGV Resid, residential; SGV Allmt, allotments (Urban gardens)
- » Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K., Wood, W., /2007). Framework for metals risk assessment. Ecotoxicology and Environmental Safety 68 (2): 145-227.
- » Filippelli, G. M., and Laidlaw, M. A., /2010). The elephant in the playground: Confronting lead-contaminated soils as an important source of lead burdens to urban populations. Perspectives in Biology and Medicine, 53(1), 31-45. doi:10.1353/pbm.0.013
- » Figueiredo, A.M.G, Tocchini, M., dos Santos, T.F.S..(2011). Metals in playground soils of São Paulo City, Brazil. Procedia Environmental Sciences 4 (0): 303-309. Note: Levels are only reported for As, Ba, Cr and Zn

- » Kah, M., Levy, L., Brown, C.. (2012). Potential for effects of land contamination on human health. 1.The case of cadmium. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 15 (5): 348-63
- » Kimbrough, R. D. and Falk, H., (1984). Health implications of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin (TCDD) contamination of residential soil. *J Toxicol Environ Health* 14 (1): 47-93
- » Laznicka, P., (2010). *Giant Metallic Deposits : Future Sources of Industrial Metals*. Berlin; London: Springer.
- » Mielke, H.W., Covington, T.P., Paul, W.W., Wolman, F.J., Powell, E.T., Gonzales, C.R., (2011). Soil intervention as a strategy for lead exposure prevention: The New Orleans lead-safe childcare playground project, *Environmental pollution*, 159(8–9), pp. 2071-2077
- » Moya, J. and Phillips, I., (2014). A review of soil and dust ingestion studies for children. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 24 (6): 545-554.
- » MZD, (2011). Vyhláška ze dne 10. srpna 2011 o stanovení hygienických požadavků na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch. Ministerstvo zdravotnictví ČR. Praha. Vyhl. č. 238/2011 Sb.
- » NEPM, (1999). *National Environmental Protection Measures (NEPM) 1999*.
- » NES, (2011). *National Environmental Standards (soil contaminants and human health) (draft) 2011*.
- » Nielsen, J.B., Kristiansen, J., (2004). Remediation of soil from lead-contaminated kindergartens reduces the amount of lead adhering to children's hands. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 15, 282-288.
- » Republic of Kazakhstan (2009). *National Implementation Plan of the Republic of Kazakhstan on the Obligations under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*. Astana: 36
- » Taylor, M.P., Zahran, S., Kristensen, L., Rouillon, M., (2015). Evaluating the efficacy of playground washing to reduce environmental metal exposures. *Environ Pollut* 202 (0): 112-119.
- » UNECE, (2003). *Report on Air Emissions Inventory and Atmospheric Air Pollution Monitoring in Kazakhstan*. Almaty: United Nations Economic Commission for Europe.
- » US EPA, (2009). *EPA Regional Screening Levels (RSL) 2009*.
- » VROM, (2000). *Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) 2000*.
- » Wong, J. W. C. and Mak, N.K., (1997). Heavy metal pollution in children playgrounds in hong kong and its health implications. *Environ Technol* 18 (1): 109-115.





# **Краткий итоговый отчет о результатах отбора экологических образцов в Казахстане в 2013 и 2014 годах в рамках проекта «Расширение прав и возможностей гражданского общества в Республике Казахстан для улучшения химической безопасности»**

**Алице Дворская, Ph.D.<sup>1</sup>**

Брно, апрель 2015г.

---

<sup>1</sup>. Краткий обзор подготовил Ян Шаманек



# 1. СУТЬ ВОПРОСА

Данные, которые содержатся и рассматриваются в данном отчете, были получены в течение двух выездов на места и отбора экологических проб в окружающей среде, проведенных в Казахстане в 2013 и 2014 годах. Оба раунда сбора образцов составляют важную часть совместного проекта «Расширение прав и возможностей гражданского общества в Республике Казахстан для улучшения химической безопасности» чешской НПО «Арника» и двух казахстанских партнерских организаций Карагандинского областного Экологического Музея (ЭкоМузей) и Центра по внедрению новых экологически безопасных технологий (CINEST, Караганда).

Основным источником загрязнения стойкими органическими загрязнителями (СОЗ) в Казахстане являются устаревшие пестициды и полихлорированные дифенилы (ПХД), промышленные технологии, приводящие к непреднамеренному выбросу СОЗ, а так же СОЗ-содержащее оборудование (Национальный план выполнения обязательств Республики Казахстан по Стокгольмской конвенции о СОЗ - НПВ, 2009). Казахстан – это страна, которая борется с очень серьезными проблемами, относящимися к промышленному химическому загрязнению и использованию населением опасных веществ, данная проблема является общей для большинства бывших стран Советского Союза.

Загрязнение полихлорированными дифенилами (ПХД) представляет особый интерес. В Казахстане есть большое количество «загрязненных территорий»

в значительной степени загрязненных ПХД, таких как усть-каменогорский пруд-накопитель, Усть-Каменогорский конденсаторный завод и район Аблакетка, бывшая Экибастузская электрическая подстанция, АО «Павлодарский химический завод» и бывшая радиолакационная станция «Дарьял-У». В Казахстане имеется 116 ПХД-трансформаторов и 225 000 тонн отходов, загрязненных ПХД (НПВ, 2009). Кроме того, отмечались значительные проблемы, связанные с загрязнением ртутью, диоксинами и радиоактивным заражением. Загрязнение окружающей среды – это проблема особой важности для людей, проживающих поблизости с загрязненными территориями. Вместе с тем в связи со стойким и мобильным характером таких веществ, загрязнение может перемещаться на большие расстояния и оказывать негативное влияние на территории, находящиеся на значительном удалении от источников загрязнения. В связи с ограниченными ресурсами времени, персонала и финансов, для детального изучения было выбрано несколько загрязненных объектов, указанных в НПВ (2009).

Большинство образцов проб было отобрано 20-21 июля 2013 года и 18-23 августа 2013 года. Целью выезда на места в июле 2013 года был осмотр города Балхаш и озера и отбор пилотных проб. Результаты анализа помогли в выборе дополнительных мест для отбора проб. При выборе мест для отбора проб использовалась информация предыдущих исследований и Казахстанского НПВ. Важным источ-



ником информации стали описания «загрязненных территорий», разработанные Дмитрием Калмыковым (ЭкоМузей, Караганда) и Даной Ермоленок (ЦВНЭБТ). План отбора образцов был разработан в сотрудничестве с Марекком Широм, Мартином Быстрынским и Яном Незгибой. Вторая кампания по сбору проб прошла в

июле, августе и сентябре 2014 года и была направлена на получение дополнительных образцов, как было предложено по результатам анализа и предварительной интерпретации проб, отобранных в 2013 году.

## 2. МЕТОДЫ ОТБОРА И АНАЛИЗА

Образцы, установленные для анализа на ПХДД/Ф и диоксиноподобные ПХД с использованием метода DR CALUX, были направлены в Голландию в сертифицированную лабораторию (BioDetection Systems B. V., Амстердам). Образцы почвы, донных отложений и иные образцы твердых материалов были проанализированы на содержание ХОП (хлорорганических пестицидов), ПХД в Химико-технологическом Институте в Праге. Там же были проанализированы образцы донных отложений на содержание ГХБ (гексахлорбензол). Пробы яиц

и рыбы были проанализированы на содержание недоксиноподобных ПХД и ХОП в Химико-технологическом институте. Отдельные образцы были проанализированы на содержание определенных ПХДД/Ф, а так же на расширенный список конгенов ПХД с использованием методов высокоразрешающей газовой хроматографии и масс-спектрометрии высокого разрешения в аккредитованной лаборатории Государственного ветеринарном институте в Праге, Чешская Республика.

# 3. ПРАВОВЫЕ СТАНДАРТЫ

Концентрации загрязняющих веществ обнаруженные в пробах, отобранных с исследуемых участков, были сравнены с разрешенными концентрациями для данных веществ, указанными в национальных и международных указах, нормах и законах. В Казахстане не существует специального закона о СОЗ (НПВ, 2009), за исключением определенных технических, экологических стандартов и стандартов безопасности для здоровья для ПХД (ПРООН и Правительство Республики Казахстан, 2010). Упоминались и существующие законодательные лимиты России и стран бывшего Советского Союза. Кроме того, необходимо отметить, что многие из таких законодательных лимитов могли устареть. Правовые стандарты ЕС не устанавливают максимальные уровни СОЗ для почв, поэтому для рассмотрения уровня содержания загрязняющих веществ в почве использовались чешские и германские стандарты. Стандарты России, Казахстана и ЕС использовались для анализа уровня содержания загрязняющих веществ в продуктах питания.

Содержание СОЗ в образцах твердых веществ сравнивалось с условно низким содержанием СОЗ для отходов, установленном в соответствии с Базельской конвенцией о контроле за трансграничной перевозкой опасных отходов и их удалением: 50 мг/кг для ГХБ и ПХД и 15 µg ТЭ (токсический эквивалент) для ПХДД/Ф кг –1. Согласно Конвенции, отходы, состоящие и содержащие или загрязненные СОЗ свыше низкого содержания СОЗ, должны быть захоронены таким образом, чтобы содержание СОЗ разрушалось или необратимо трансформировалось, либо они должны быть захоронены с использованием экологически безопасных способов, в тех случаях, когда разрушение или обратимая трансформация не является предпочтительным вариантом (БК, 2008). К сожалению, определенные конгенеры ПХД, установленные в сумме ПХД, не определены в БК (2008). Поэтому, такое пороговое значение сравнимо как с суммой по 7 анализируемым конгенерам ПХД, так и с расчетной суммой всех конгенеров ПХД, описанной детально в следующих далее разделах.

# 4. ГОРЯЧИЕ ТОЧКИ

## 4.1. Экибастузская электроподстанция

Экибастузская электроподстанция была построена для преобразования переменного тока (AC) в постоянный (DC), с использованием 15 000 конденсаторов, установленных под открытым небом на двух площадках. После развала Советского Союза подстанция нигде не числилась на балансе и не охранялась. В годы экономического кризиса местные жители незаконно разобрали конденсаторы, что вызвало утечку ПХД в почву. В ходе аварийных очистительных работ в 2002 году, новым владельцем конденсаторы были разобраны и «запечатаны» пеной. Часть загрязненной почвы была снята и упакована в пакеты. Конденсаторы и загрязненная почва были помещены в подземное хранилище. Почва под доками, на которых были установлены конденсаторы, не изымалась. Загрязнение полихлорированными дифенилами под столбами для доков, по сообщениям, достигало 26 200 мг/кг (Ишанкулов, 2008; НПВ, 2009).

Объем загрязненной почвы на Экибастузской электроподстанции рассчитывала компания «SNC–Lavalin International Inc». (SLII, 2011). Объем загрязнения сравним с объемом зараженной почвы, рассчитанном в предыдущем исследовании, проведенном компанией «FCG International Inc.» в 2010 г. Согласно отчету компании «FCG International Inc.» от 2010 года, существует

четыре области загрязнения на экибастузском объекте. Результаты исследования, проведенного «SNC–Lavalin International Inc.», не подтверждают значительного загрязнения почвы, как это было заявлено компанией «FCG».

На незначительном удалении от Экибастузской подстанции находится дачный массив, в котором проживает, по меньшей мере, 5000 человек. Местная сельскохозяйственная продукция продается в городе Экибастуз и потребляется примерно 10 000–30 000 жителями. Поэтому, существует подозрение, что владельцы дач, а так же население города Экибастуз подвергаются угрозе загрязнения со стороны подстанции. Более того, канал Иртыш–Караганда, который обеспечивает снабжение питьевой водой, так же находится вблизи подстанции.

Отбор образцов почвы и твердых материалов проводился на территории подстанции, а так же в ее окрестностях. Донные отложения собирались в ближайших озерах. Биологические образцы были представлены яйцами кур, которые находятся на свободном содержании в ближайших домохозяйствах. Далее, образцы рыб собирали местные рыбаки с середины озера Жынгылды.

Два образца почв, взятых на Экибастузской электроподстанции, в особенности на территории, где находились конденсаторы, к востоку от здания станции, в несколько раз превышали предельное содержание CO<sub>2</sub> для отходов,

установленное в Базельской конвенции, что подтверждает утверждение Ишанкулова (2008) и казахстанский НПВ (2009), что часть почвы под доками, на которых устанавливались конденсаторы, не была удалена. Кроме того, другие образцы почвы, взятые в области, где были установлены конденсаторы, демонстрировали высокий уровень концентрации ПХД, однако, некоторые из них были точечными пробами. Поэтому, фактическую пространственную протяженность территории, в значительной степени загрязненной ПХД, необходимо было определить в специальном исследовании, а затем захоронить ПХД таким способом, чтобы содержание ПХД разрушалось или необратимо трансформировалось, или захоронить экологически безопасным способом, в тех случаях, когда разрушение или необратимая трансформация не являются экологически предпочтительным вариантом (БК, 2008).

Один смешанный образец почвы, взятый в зоне колонн к востоку от здания электроподстанции, демонстрировал уровень ПХД, близкий к чешскому критерию «С» для промышленных объектов. В случае превышения, такой критерий демонстрирует загрязнение, которое может вызвать значительный риск для здоровья человека и объектов окружающей среды. Таким образом, дальнейшие отборы проб в зоне колонн рекомендованы для того, чтобы проверить, действительно ли критерий был превышен. Если критерий превышен, то уровень риска необходимо будет определить путем его анализа. Кроме того, оценка технических и экономических аспектов решения проблемы — это документы, необходимые для принятия решения о типе восстановительных мер.

В одном точечном образце почвы, отобранном к северу от здания подстанции, в точке предполагаемого загрязнения (присутствуют провода), обнаружены концентрации ПХД, примерно в три раза превышающие пределы, установленные законом Татарстана. Данную конкретную местность можно считать более пространственно протяженной для сбора образцов, хотя сравнение с пределами, установленными законом Татарстана для почв жилых районов и сельскохозяйственных земель, не совсем применимы. Смешанный образец почвы, взятый на удалении от здания подстанции (50 м), демонстрирует повышенный уровень ПХД, приближающийся к значению чешского критерия «В». Данный критерий характеризует уровень загрязнения, как способный оказать

негативное влияние на здоровье человека и отдельные объекты окружающей среды. Необходимо собрать дополнительную информацию, чтобы выяснить, представляет ли данный объект значительную экологическую нагрузку, и какие риски он может вызывать. Критерий «В» разработан в качестве уровня для вмешательства, который, в случае превышения, подтверждает необходимость в дальнейшем изучении загрязнения. Превышение критерия «В» требует предварительной оценки рисков, вызываемых загрязнением, идентификацию его источников и причин, и, согласно результатам исследования, — решения по дальнейшему изучению и началу мониторинга. Рекомендуется отбирать образцы на более протяженной территории электроподстанции для того чтобы исключить еще более обширное распространение загрязнения ПХД вокруг здания подстанции и на территории, на которой расположены бетонные опоры. Так же необходимо удалить оставшиеся обломки от конденсаторов и другие материалы, которые, возможно, содержат ПХД. Загрязнение полихлорированными дифенилами почвы на территории жилого дачного массива, дальше к северу и югу от Экибастузской электроподстанции и к каналу Иртыш-Караканда — не подтверждено в данном исследовании.

Отобранные образцы почвы и донных отложений демонстрировали низкий уровень загрязнения ПХДД/Ф и диоксиноподобных ПХД. Содержание ПХДД/Ф в одном точечном образце было намного ниже, установленного предельного содержания СОЗ для отходов. В диоксиноподобной активности этого образца доминируют диоксиноподобные ПХД.

Результаты оценки биологических проб по методу DR CALUX предполагают, что два смешанных образца яиц, взятых в домохозяйствах, расположенных поблизости от Экибастузской электроподстанции, являются подозрительными на несоответствие требованиям ЕС. Проведен повторный отбор образцов на одном из таких объектов (кафе «Атаель» — в 700 метрах от подстанции), образец был проанализирован для подтверждения. Образец демонстрирует уровни ПХДД/Ф и диоксиноподобных ПХД, превышающие пределы, установленные законодательством, а подозреваемым источником загрязнения может быть угольный отвал, расположенный за домом, к которому имеет доступ домашняя птица. Необходимо проинформировать владельцев домашней птицы об этой

проблеме, кроме того, необходимо принять соответствующие меры. Необходимо провести анализ риска для здоровья. Образцы тканей рыб из ближайшего озера, проанализированные по методу DR CALUX, соответствовали требованиям ЕС. Однако, эти два точечных образца не являются репрезентативными.

## 4.2. Балхаш

В городе Балхаш и его окрестностях (100 000–130 000 жителей) доминируют предприятия горнодобывающей промышленности и цветной металлургии. Основные предприятия — это «Балхашцветмет» (БГМК) и Завод обработки цветных металлов (ЗОЦМ, который входит в ТОО «Корпорация Казахмыс»). Сообщается, что химикаты, которые попутно производятся в ходе таких промышленных процессов, представляют собой одну из самых крупных проблем для здоровья населения в городе Балхаш. Ежегодный выброс ПХДД/Ф от производства черных и цветных металлов во всем Казахстане, по оценкам, составляет 3,324 кг ТЭ в год (НПВ, 2009).

В 2005 году Башкирским республиканским научно-исследовательским экологическим центром проводился первый сбор проб, направленный на выявление ПХДД/Ф в Казахстане. Согласно НПВ Казахстана, результаты не демонстрируют активных выбросов загрязняющих веществ из труб промышленных предприятий. Однако, концентрации ПХДД/Ф в почвах в Центральном парке города Балхаш указывают на наличие местных источников сжигания, например, сжигание биомассы (НПВ, 2009). В НПВ Казахстана рассматривались возможные угрозы, которые могут нести СОЗ, для здоровья человека. Город Балхаш был выбран в качестве модельной площадки. В 1999–2003 годах уровень рождаемости младенцев с дефектами в Балхаше в 2,7 раз превышал общереспубликанский показатель. Уровень андрогенных врожденных дефектов развития в Балхаше (14.4%) в два раза превышает общий казахстанский уровень (6.5%) (НПВ, 2009). Отбор образцов почвы и зольной пыли проводился в окрестностях металлургического предприятия. Образцы донных отложений собирались в основном на берегах озера. Биологические образцы были представлены яйцами кур из домохозяйств, расположенных поблизости к металлургическим предприятиям и электростанции. Далее, местные рыбаки собирали образцы рыб из озера Балхаш.

Один смешанный образец донных отложений был взят в окрестностях осушенного бассейна БГМК, который демонстрировал значительные концентрации ПХД, другие образцы, взятые поблизости, имели уровни концентрации на порядок ниже. Поскольку не существует лимитов содержания ПХД, установленных Законом, необходимо провести более тщательное изучение осушенного бассейна БГМК, для того чтобы исключить риск распространения загрязнения в озеро Балхаш. Что касается почв в городе, казахстанский НПВ (2009) предполагает, что источником ПХДД/Ф является местное сжигание.

Результаты оценки анализа биологических образцов по методу DR CALUX дают основание предположить, что все смешанные образцы яиц и один точечный образец молока, взятые в домохозяйствах жилых массивов города Балхаш, подозреваются на несоответствие правилам ЕС, поэтому было необходимо провести повторный сбор образцов на данных объектах и проанализировать образцы на подтверждение. Повторный сбор образцов, который прошел частично в тех же точках, что и предыдущий, обнаружил уровни ПХДД/Ф и диоксиноподобных ПХД, выраженные в токсических эквивалентах ВОЗ (english in WHO TEQ), значительно превышающие пределы, установленные в России и ЕС. Источник вероятного загрязнения этих куриных яиц и коровьего молока интерпретировать непросто. Необходимо провести анализ риска для здоровья и проинформировать местных жителей о возможных местных источниках ПХДД/Ф, таких как сжигание отходов и биомассы. Образцы тканей рыб из озера Балхаш, проанализированные с использованием метода DR CALUX, соответствовали требованиям правил ЕС. Однако, такие два точечных образца не являются репрезентативными, а поскольку рыба из озера продается во всей стране, следует провести репрезентативную выборку.

## 4.3. Темиртау

В Городе Темиртау (170 000 жителей) и его окрестностях (100 000 – 500 000 жителей) доминируют промышленные предприятия, включая угольную электростанцию, заводы химической продукции, литейные предприятия, кузнницы, и крупные сталелитейные предприятия, принадлежащие группе предприятий «ArcelorMittal group». Сталелитейный завод «АрселорМиттал Темиртау» (АМТ)

находится на расстоянии 500 м. от ближайших домов. Согласно казахстанскому НПВ, 2009, на АМТ использовались 105 трансформатора, наполненных совтолом (промышленная смесь ПХД, которая продавалась в бывшем СССР) и 1024 конденсатора содержали ПХД. Ситуацией занимался проект USAID в 2014 году, когда жидкий совтол был перевезен во Францию. Однако, ЭкоМузей и ЦВНЭБТ сообщают о том, что на АМТ все еще используется некоторое электрическое оборудование, содержащее ПХД.

Предприятия, на которых попутно производится ПХДД/Ф включают производство кокса, литейные производство, и то и другое имеет место быть на АМТ, поскольку АМТ является единственным таким предприятием в Казахстане. Формирование ПХДД/Ф так же возможно при сжигании известняка в шахтных сушильных печах. В Казахстане известь производится на Темиртауском химико-металлургическом заводе (НПВ, 2009). Башкирский республиканский научно-исследовательский экологический центр проводил первый отбор проб, направленный на ПХДД/Ф в Казахстане в 2005 году. Согласно казахстанскому НПВ (2009), отходы, производимые такими предприятиями, могут быть источником экологического загрязнения.

Отбор образцов почвы проводился на нескольких детских игровых площадках в городе Темиртау на разном расстоянии от АМТ и других предприятий. Образцы донных отложений и шлака собирали на прудах-отстойниках предприятий (АМТ, химический завод «Карбид»). Уровни ПХДД/Ф в образцах почвы, отобранных на

детских площадках Темиртау, считаются соответствующими правилам ЕС. Один образец демонстрировал уровень ПХДД/Ф на порядок выше, чем другие образцы, он был отобран на игровой площадке, которая находилась довольно близко к АМТ. Однако, три других образца почв с детских площадок, находящихся примерно на таком же расстоянии демонстрировали концентрации ПХДД/Ф, очень схожие с результатами, полученными на детских площадках, находящимися на более удаленном расстоянии. Можно сделать вывод о том, что пространственный градиент, в отношении расстояния до предприятий АМТ, предполагает дисперсию загрязнения с предприятий АМТ по ветру. Образец с самым высоким уровнем ПХДД/Ф, установленным по методу CALUX, рекомендуется проанализировать с помощью методов высокоразрешающей газовой хроматографии и масс-спектропии высокого разрешения на содержание ПХДД/Ф, в случае, если его значение будет близко к германскому значению для детских игровых площадок, то будет рекомендовано провести анализ риска.

Смешанный образец ила и смешанный образец шлака с отвалов отходов плавильного завода АМТ предполагают, что общие концентрации ПХД приближаются к низкому уровню содержания стойких органических загрязнителей для отходов, установленных Базельской конвенцией. Поскольку законодательно не установлены пределы для содержания ПХД в донных отложениях, необходимо провести более тщательное изучение отвалов отходов на плавильном комбинате АМТ для того чтобы исключить риск распространения загрязнения.

# 5. ЛИТЕРАТУРА

- » БК (Базельская конвенция о контроле за трансграничной перевозкой опасных отходов и их удалением), 2008. Технические руководящие принципы экологически обоснованного регулирования отходов стойких органических загрязнителей, принятые Конференцией Сторон Базельской конвенции <http://www.basel.int/Portals/4/Basel%20Convention/docs/pub/techguid/tg-POPs.pdf>. Accessed June 2014
- » Ishankulov M. (2008). PCB-contaminated areas in Kazakhstan and analysis of PCB impact on human health experience. In: *The Fate of Persistent Organic Pollutants in the Environment* (Eds. Mehmeti E., Koumanova B.). Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on The Fate of Persistent Organic Pollutants in the Environment, Istanbul, Turkey, 25-27 April 2007. p. 387-403. Springer.
- » НПВ (2009). Национальный план выполнения обязательств Республики Казахстан по Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях, утвержденный Указом Правительства Республики Казахстан 8 декабря, 2009 года, Астана.
- » SLII (SNC-Lavalin International Inc.) (2011). Казахстан: проект по предлагаемой локализации и удалению ПХД и устаревших пестицидов Консультационные услуги по проведению дополнительных геологических изысканий и лабораторного анализа (Kazakhstan: Project on the proposed containment and removal PCBs and obsolete pesticides. Consulting services for additional geological survey and laboratory analysis). World Bank, Washington, SNC-Lavalin International Inc., May 2011







# **Стойкие органические загрязнители (СОЗ) в яйцах кур свободного содержания в загрязненных местах Центрального Казахстана**

## **Итоговый отчет**

по результатам экологического опробования, проведенного в Казахстане в период с 2013 по 2015 гг. в рамках проекта «Расширение прав и возможностей гражданского общества по улучшению химической безопасности в Республике Казахстан»

### **Йиндржих Петрлик**

Программа по токсичным веществам и отходам, Арника, Прага

### **Дмитрий Калмыков**

Карагандинский областной Экологический Музей, Караганда

### **Питер Бениш**

Bio Detection Systems, Амстердам

Апрель 2015 г.



# 1. ВВЕДЕНИЕ

Яйца кур свободного содержания использовались для мониторинга уровней загрязнения СОЗ во многих предшествующих исследованиях (Pless-Mulloli, Schilling et al. 2001, Pirard, Focant et al. 2004, DiGangi and Petrlik 2005, Shelepchikov, Revich et al. 2006, Aslan, Kemal Korucu et al. 2010, Arkenbout 2014). В ходе исследований выяснилось, что яйца являются чувствительными индикаторами загрязнения СОЗ в почвах или пыли, и представляют собой важный путь воздействия загрязненной почвы на человека и потребление яиц из загрязненных участков могут легко привести к превышению порога вредного воздействия на здоровье человека (Van Eijkeren, Zeilmaker et al. 2006, Hoogenboom, ten Dam et al. 2014, Piskorska-Pliszczynska, Mikolajczyk et al. 2014). Таким образом, куры и яйца могут быть использованы в качестве идеальных «активных пробоотборников» и биологических

индикаторных видов для оценки уровня загрязненности СОЗ на опробуемых участках, в частности, загрязненности диоксинами (ПХДД/Ф) и ПХД. Исходя из этого предположения, мы выбрали пробоотбор яиц кур свободного содержания и их анализ на предмет наличия некоторых СОЗ, в качестве одного из инструментов мониторинга в рамках проекта «Расширение прав и возможностей гражданского общества по улучшению химической безопасности в Республике Казахстан».

Данные и анализы яиц кур свободного содержания, обсуждаемые в настоящем отчете, были получены в ходе двух полевых визитов в течение 2013 и 2014 гг. Общее описание проб и исследуемых участков представлено в Общей вступительной части публикации «Загрязненные места в Казахстане» (Arnika, EcoMuseum et al. 2015).

## 2. МЕТОДЫ ОТБОРА ПРОБ И АНАЛИЗА

Пробы яиц кур свободного содержания были собраны в семи местоположениях в Казахстане, из которых одна проба ожидалась быть «чистой», а еще одна была пробой из супермаркета в Караганде, рассматриваемой в качестве фоновой пробы, как это было предложено Dvorská (2015). Село Шабанбай би в особо охраняемой природной территории — заказнике Кызыларай, было изначально выбрано в качестве потенциально чистого фонового участка, тогда как пять других ожидалось быть загрязненными СОЗ до определенного уровня. Города Балхаш и Темиртау также ожидалось быть загрязненными СОЗ, будучи городами с крупными металлургическими предприятиями. Данное предположение было также основано на данных Национального плана выполнения обязательств Республики Казахстан по Стокгольмской конвенции (Republic of Kazakhstan 2009). Были выбраны также села Ростовка и Чкалово, расположенные на реке Нура, вверх по течению которой располагается заброшенный химический завод «Карбид» (производство ацетальдегида), поскольку они относятся к городу Темиртау. Деятельность этого завода привела к за-

грязнению реки Нура ртутью. Этот же химический завод может также быть источником загрязнения стойкими органическими загрязнителями (напр., ПХД). Окрестности заброшенной электрической подстанции были исследованы в районе города Экибастуз. Более подробная информация об этих участках представлена в Общей вступительной части настоящей публикации.

Были собраны объединенные пробы яиц на каждом участке опробования с целью получения более репрезентативных проб. В Таблице 1 кратко представлены базовые данные о величине проб и измеренных уровнях содержания жира в каждой из объединенных проб. В общей сложности было взято двадцать объединенных проб яиц кур свободного содержания и одна проба была взята в 2015 году в Караганде, — там мы приобрели куриные яйца в городском супермаркете, следуя методике Dvorská (2015). Эта проба используется для демонстрации фоновых уровней СОЗ, поскольку удаленный участок в селе Шабанбай би не подтвердился как «чистый», как это будет разъяснено ниже. Одиннадцать проб было взято в 2013 году и еще десять в следующем 2014 году.

**ТАБЛИЦА 1: ОБЗОР ПРОБ ЯИЦ КУР СВОБОДНОГО СОДЕРЖАНИЯ ИЗ ВЫБРАННЫХ УЧАСТКОВ В КАЗАХСТАНЕ.**

№	Проба	Местоположение	Год опробования	Кол-во яиц в объединенной пробе	Содержание жира, в %
1	BAL-EGG-14-1	Балхаш - юго-запад	2014	6	12,45
2	BAL-EGG-14-2	Балхаш - юго-запад	2014	6	9,95
3	BAL-EGG-14-3	Балхаш - Рембаза	2014	6	10,15
4	BAL-EGG-14-4	Балхаш - Рембаза	2014	4	11,35
5	B 1	Балхаш - Рембаза	2013	6	13,2
6	B 2	Балхаш - Рембаза	2013	6	16,4
7	B 3	Балхаш - юго-запад	2013	6	18,6
8	B 4	Балхаш - север	2013	4	13,5
9	B 5	Балхаш - юго-запад	2013	10	14,9
10	EKI egg 1	Экибастуз - подстанция	2013	4	10,5
11	EKI egg 2	Экибастуз - Союз	2013	4	16,4
12	EKI-14-1-egg и EKI-27-egg	Экибастуз - подстанция	2014	6	12,4
13	EKI-14-2-egg	Экибастуз - Союз	2014	6	11,7
14	EKI-14-3-EGG	Экибастуз - Союз	2014	6	13,3
15	NUR-EGG-14/2	Чкалово, р. Нура	2014	6	13,7
16	NUR egg 24-2	Чкалово, р. Нура	2013	6	12,5
17	KAR-SU	Караганда – супермаркет	2015	6	14,0
18	NUR-EGG-14/1	Ростовка, р. Нура	2014	6	15,0
19	NUR egg 24-1	Ростовка, р. Нура	2013	6	16,2
20	NUR egg 1	село Самарканд , р. Нура	2013	6	18,0
21	ARAI EGG	Шабанбай би	2014	6	10,15
22	NUR egg dam	Темиртау, Самаркандский гидроузел	2013	6	24,1

Комментарий: «Экибастуз Союз» - место размещения пригородного дачного массива Союз, «Экибастуз подстанция» - место расположения заброшенной электрической подстанции, «Балхаш Рембаза» – южный пригородный район г.Балхаш в районе судоремонтной базы, состоящий из частных домов с приусадебными участками.

Яйца кур свободного содержания, взятые в ходе первого полевого выезда и предназначенные для анализа на ПХДД/Ф и диоксиноподобных ПХД по методу DR CALUX, были отправлены в голландскую лабораторию, сертифицированную по ISO 17025 (BioDetection Systems B.V., Амстердам). Процедура проведения биотестирования BDS DR CALUX® была ранее подробно описана (Besselink H 2004).

Метод биотестирования DR CALUX рекомендован для скрининговых анализов, которые могут дать хорошую картину уровня загрязнения<sup>1</sup>, однако, для подтверждения результатов необходимо провести более специфические анализы конгенов ПХДД/Ф и диоксиноподобных ПХД, что также позволит проверить характерные признаки диоксинов, специфичные для различных источников загрязнения (специфический набор конгенов ПХДД/Ф). Большинство проб,

---

<sup>1</sup> «Биоаналитические методы» — это методы, основанные на использовании биологических принципов, такие как исследования клеток, рецепторов или иммунологические исследования. Они не дают результатов на уровне конгенов, а лишь только указывают на уровень токсического эквивалента (ТЕQ), выраженного в биоаналитических эквивалентах (ВЕQ), как признание того факта, что не все представленные в пробном экстракте соединения, которые производят отклик в ходе теста, отвечают всем требованиям принципа ТЕQ. European Commission (2012). Commission Regulation (EU) No 252/2012 of 21 March 2012 laying down methods of sampling and analysis for the official control of levels of dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in certain foodstuffs and repealing Regulation (EC) No 1883/2006 Text with EEA relevance European Commission. Official Journal of the European Communities: L 84, 23.03.2012, p. 2011–2022.

взятых во второй период отбора проб (сентябрь 2014) были проанализированы на содержание отдельных ПХДД/Ф и расширенного списка конгенов ПХД с использованием высокоразрешающих масс-спектрометрии и газовой хроматографии в аккредитованной лаборатории в Государственном ветеринарном Институте (Прага, Чешская Республика). Некоторые из проб были взяты в той же местности, где было проведено первое полевое опробование.

Пробы яиц также были проанализированы на содержание не-диоксиноподобных ПХД и хлорорганических пестицидов (ХОП) в чешской сертифицированной лаборатории (Институт химических технологий, кафедра пищевой химии и анализа). Анализируемые образцы были экстрагированы смесью органических растворителей, гексана и дихлорометана (1:1). Экстракты прошли очистку с помощью гель-проникающей хроматографии (ГПХ). Идентификация и количественная оценка образцов была проведена при помощи газовой хроматографии в связке с тандемной масс-спектрометрией в режиме электронной ионизации.

Содержание ртути в пробах анализировалось атомно-абсорбционной спектрометрией на приборе Advanced Mercury Analyser (АМА 254, Altec), по стандартной рабочей процедуре SOP 70.4 (ААS-АМА) в Государственном ветеринарном институте, г. Прага.

# 3. ПРЕДЕЛЬНО ДОПУСТИМОЕ СОДЕРЖАНИЕ СОЗ В ЯЙЦАХ В КАЗАХСТАНЕ, ЕС И ДРУГИХ СТРАНАХ

Куриные яйца составляют значительную часть рациона в Казахстане и жители Казахстана также зачастую сами разводят кур и продают избыток яиц на рынках в виде сырых яиц или в кафе в составе приготовленной пищи. Следовало бы ожидать, что для такого распространенного продукта питания будут установлены пределы концентрации определенных загрязнителей, однако, мы не смогли найти каких-либо предельных значений, установленных для куриных яиц в казах-

станском законодательстве для каких-либо СОЗ. Мы сравнивали результаты анализов на СОЗ с предельными нормативными значениями для этих загрязнителей в продуктах питания, принятыми не в Казахстане, а в других странах. В Таблице 2 приведены те пределы по СОЗ, которые мы использовали для оценки загрязнения яиц кур свободного содержания, а также предельное допустимое значение концентрации ртути в куриных яйцах, установленное в Казахстане (см. Таблицу 2).



**ТАБЛИЦА 2: ПРЕДЕЛЬНЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ХОП, РТУТИ, ПХД И ТЕО ПХДД/Ф В КУРИНЫХ ЯЙЦАХ**

	Яйца несушки				
	ПДК <sup>7</sup> , Казахстан	ПДК <sup>1</sup> , Россия	ПДК <sup>4</sup> , Россия	Предельный уровень в ЕС (ML) <sup>2</sup>	Предельный остаточный уровень (MRL) в ЕС <sup>3</sup>
Ед.изм.	нг/г *	нг/г жир	нг/г *	нг/г жир	нг/г жир
ВОЗ-ТЕО ПКДД/Ф		3,0		2,5	
ВОЗ-ТЕО ПКДД/Ф -диоксин-подобные ПХД				5,0	
ПХД <sup>5</sup>				40	
ДДТ всего <sup>6</sup>					50
р,р'-ДДТ			100		
γ-ГХЦГ (линдан)			100		10
α-, β-ГХЦГ			100		20, 10**
ГХБ					20
Ртуть	20				

<sup>1</sup>Текущее издание российских СанПиН 2.3.2. 2401-08, 2401-08 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы)

<sup>2</sup>Регламент Европейской Комиссии N°1259/2011

<sup>3</sup>Регламент Европейской Комиссии N°149/2008. Предельный остаточный уровень (MRL) — это предельно допустимая концентрация остатков пестицидов внутри или на поверхности продуктов питания или кормов, в соответствии с Регламентом, исходя из передовой сельскохозяйственной практики и минимального воздействия на население, с целью защиты уязвимых групп потребителей.

<sup>4</sup>ГН 1.2.2701-10 «Гигиенические нормативы содержания пестицидов в объектах окружающей среды» Российской Федерации

<sup>5</sup>сочетание РСВ28, РСВ52, РСВ101, РСВ138, РСВ153 и РСВ180

<sup>6</sup>сочетание р,р'-ДДТ, о,р'-ДДТ, р,р'-ДДЭ и р,р'-ДДД

<sup>7</sup>Казахстанские санитарные правила и нормы СанПиН «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов» от 11 июня 2003 г

\*неясно, рассчитывается для содержания в жире или в общей массе продукта

\*\* для каждого конгенера MRL устанавливается отдельно

# 4. РЕЗУЛЬТАТЫ

Результаты анализов с использованием DR CALUX приведены на гистограмме на Рисунке 1. Результаты анализов на другие СОЗ и анализы конгенеров с использованием высокоразрешающих масс-спектрометрии и газовой хроматографии приведены в Таблице 3. Также в Таблице 3 приведены некоторые результаты анализов на содержание ртути в отдельных пробах яиц. В гистограмме на Рисунке 2 сопоставляются результаты анализов 6 индикаторных конгенеров ПХД. В гистограмме также представлено сравнение с европейскими предельными уровнями содержания ПХД в куриных яйцах. Также анализу были подвергнуты яйца кур свободного содержания из Китая и Беларуси, с использованием тех же методов. Таким образом, мы также можем сопоставить данные из загрязненных мест Казахстана с данными из аналогичных участков в других странах. Результаты исследования проб из Китая и Беларуси представлены вместе с результатами анализа проб из Казахстана.

Результаты анализов на ХОП в пересчете на массу свежей продукции представлены в Таблице 5, где они сравниваются с соответствующими предельными значениями, принятыми в Евросоюзе.

## 4.1. Диоксины (ПХДД/Ф) и диоксиноподобные ПХД по методу DR CALUX

Все пробы куриных яиц, собранные в загрязненных местах Казахстана в ходе визита в 2013 году, были проверены на предмет содержания диоксинов и диок-

синоподобных ПХД, используя метод DR CALUX в BDS Laboratory, в Амстердаме (Нидерланды). Там также были исследованы две пробы из второго периода отбора проб 2014 года. Используемое клеточное исследование репортерных генов является общепринятым методом проверки на предмет содержания ПХДД/Ф и диоксин-подобных ПХД в пищевых продуктах, согласно Регламенту Европейской Комиссии ЕС/252/2012 (European Commission 2012). Скрининговые методы, как правило, используются для отсева тех проб, которые находятся ниже максимально разрешенного предела (т.е., соответствуют установленной норме).

Тринадцать объединенных проб яиц были проанализированы методом DR CALUX на предмет диоксиновой активности в целом. Из этого числа только две пробы из Экибастуза были ниже установленных ЕС норм, которые также использовались для оценки результатов анализов DR CALUX. Показатели остальных одиннадцати проб были выше значения 5 пг ВЕQ/г<sup>1</sup> жира по общему содержанию ПХДД/Ф и диоксиноподобного ПХД, как показано на гистограмме на Рисунке 1. Наивысшая концентрация — 101 пг ВЕQ/г была зафиксирована в куриных яйцах из города Балхаш, отобранных к северу от металлургического комбината. Эта проба была взята в 2013 году на участке, на котором впоследствии, в 2014 году, мы не сумели снова ее взять для повторного анализа. Все остальные пробы из города Балхаш также имели высокие показатели, между 12 и 33 пг ВЕQ на г жира. В пробе из села Шабанбай би, которое изначально предполагалось как экологически чистый район и было опробовано в качестве

такового в 2014 г., была обнаружена высокая концентрация диоксинов/диоксиноподобных ПХД с общим уровнем содержания 16 пг ВЕQ/г жира.

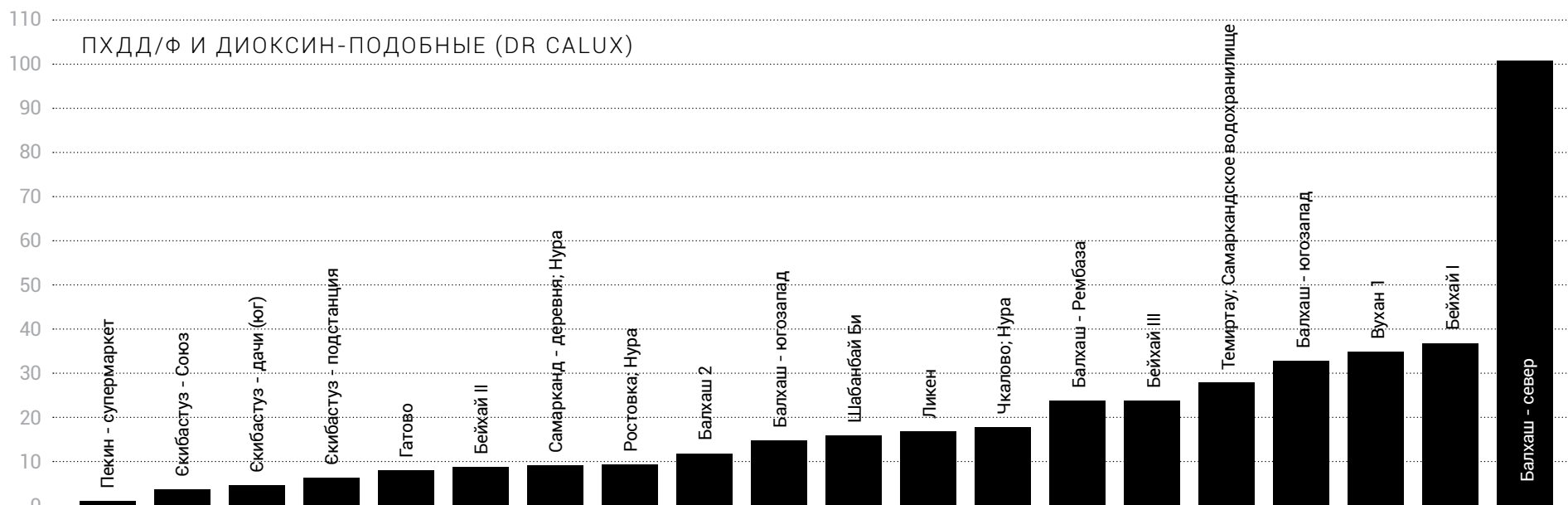
## 4.2. Диоксины (ПХДД/Ф), ПХД и другие СОЗ, содержание которых измерялось методом газовой хроматографии

Анализы с использованием газовой хроматографии и масс-спектрометрии высокого разрешения были проведены для подтверждения фактов загрязнения диоксинами и диоксиноподобными ПХД куриных яиц из тех участков, в отношении которых имелись подозрения на наличие высоких уровней загрязнения СОЗ по результатам пробоотбора первого года работ. Те же самые пробы также прошли анализ на другие СОЗ группы ХОП: гексахлорбензол (ГХБ), гексахлорциклогексаны (ГХЦГ), ДДТ и его метаболиты. ГХБ также считается СОЗ не преднамеренно произведенным в тех же процессах, что диоксины и диоксин-

-подобные ПХД (Stockholm Convention on POPs 2008), хотя обычно он измеряется вместе с другими хлорорганическими пестицидами. Десять объединенных проб яиц были проанализированы на ПХДД/Ф и диоксин-подобные ПХД, и одиннадцать проб — на другие СОЗ. Несколько проб были также проверены на содержание ртути. Результаты сведены в Таблицу 4.

### 4.2.1. Диоксины (ПХДД/Ф) и диоксиноподобные ПХД (диоксин-подобные ПХД)

Диоксины относятся к группе из 75 конгенов полихлорированных дибензо-п-диоксинов (ПХДД) и 135 конгенов полихлорированных дибензофуранов (ПХДФ), из которых 17 являются токсикологически значимыми. Полихлорированные дифенилы (ПХД) — это группа 209 различных конгенов, которые можно разделить на две группы по их токсикологическим признакам: 12 конге-



**Рисунок 1:** На гистограмме сравниваются величины ПХДД/Ф и диоксин-подобных ПХД в пг ВЕQ/г жира для различных объединенных проб куриных яиц из Казахстана, Китая и Беларуси. Все результаты приведены в английской версии статьи (Petrlik 2015).

**ТАБЛИЦА 3: СВОДКА РЕЗУЛЬТАТОВ АНАЛИЗОВ НА СОДЕРЖАНИЕ СОЗ И РТУТИ В ДЕСЯТИ ОБЪЕДИНЕННЫХ ПРОБАХ ЯИЦ КУР СВОБОДНОГО СОДЕРЖАНИЯ, ВЗЯТЫХ В 2014 Г., И В 2015 Г. (ФОНОВАЯ ПРОБА ИЗ СУПЕРМАРКЕТА В КАРАГАНДЕ)**

Местность	Балхаш - юго-запад	Балхаш - юго-запад	Балхаш - Рембаза	Балхаш - Рембаза	Экибастуз - подстанция	Экибастуз - Союз	Экибастуз - Союз	Ростовка	Чкалово	Шабанбай би	Караганда - супермаркет	Стандарт ЕС
Проба	BAL-EGG-14-1	BAL-EGG-14-2	BAL-EGG-14-3	BAL-EGG-14-4	EKI 14-1-EGG/EKI-27-EGG	EKI-14-2-EGG	EKI-14-3-EGG	NUR-EGG-14-1	NUR-EGG-14-2	ARAI-EGG	KAR-SUP	
Содержание жира	12,45	9,95	10,15	11,35	12,4	11,7	13,3	15	13,7	10,15	14,0	
ПХДД/Ф (пг ВОЗ TEQ/г жира)	7,69	9,81	7,73	4,25	5,73	1,57	нет	2,79	1,82	9,26	0,90*	2,50
диоксин-подобные ПХД (пг ВОЗ-TEQ/г жира)	7,66	2,88	22,33	13,70	6,45	2,89	нет	26,51	25,94	28,62	0,00*	
Суммарно ПХДД/Ф + диоксин-подобные ПХД (пг ВОЗ-TEQ/г жира)	15,35	12,70	30,06	17,96	12,18	4,46	нет	29,30	27,76	37,88	0,90	5,00
ПХДД/Ф и диоксин-подобные ПХД (DR CALUX); (пг BEQ/г жира)	нет	Нет	нет	нет	нет	нет	3,8	нет	нет	16	нет	5,00
ПХДД/Ф (DR CALUX); (пг BEQ/г жира)	нет	нет	нет	нет	нет	нет	1,3	нет	нет	7,6	нет	2,50
ГХБ (нг/г жира)	1,68	2,62	4,39	2,13	5,40	1,28	1,58	2,33	5,04	6,25	1,09	20,00
7 ПХД (нг/г жира)	23,37	11,54	76,64	52,19	27,18	29,49	13,76	319,40	395,18	2001,87	0,99	-
6 ПХД (нг/г жира)	17,47	10,12	58,84	42,74	22,98	21,71	10,45	275,47	360,44	1975,97	0,99	40,00
сумма ГХЦГ (нг/г жира)	6,84	114,14	20,71	34,40	11,05	13,25	33,76	45,67	15,33	860,80	0,36	-
сумма ДДТ (нг/г жира)	10,10	34,05	318,87	1057,80	14,52	168,72	126,09	136,40	111,24	287,03	1,03	-
ртуть (нг/г)	нет	нет	нет	нет	нет	нет	нет	10,00	нет	1,00	нет	-

\* более точные результаты для ПХДД/Ф - 0,89812 пг ВОЗ-TEQ/г и диоксин-подобные ПХД - 0,000263 пг ВОЗ-TEQ/г

неров демонстрируют токсикологические свойства, схожие со свойствами диоксинов, и, соответственно, часто называются «диоксиноподобными ПХД», к которым в т.ч. относятся диоксин-подобные ПХД (European Commission 2011). Уровни содержания ПХДД/Ф и диоксин-подобных ПХД выражаются суммарным показателем ВОЗ-ТЕQ, рассчитываемым в соответствии с факторами токсической эквивалентности (TEF), установленными экспертной комиссией ВОЗ в 2005 году (Van den Berg, Birnbaum et al. 2006). Именно эти новые TEF были использованы для оценки диоксиноподобной токсичности в десяти объединенных пробах куриных яиц из Казахстана.

В семи из десяти и в шести из десяти проб из Казахстана была выявлена концентрация, превосходящая европейскую и российскую предельно допустимые концентрации конгенов ПХДД/Ф в куриных яйцах, соответственно (Таблицы 4 и 2 для сравнения). Восемь из десяти проб показали концентрацию, превосходящую европейские предельные значения как по ПХДД/Ф, так и по диоксин-подобным ПХД в куриных яйцах (European Commission 2011). Фоновые уровни ПХДД/Ф и диоксин-подобных ПХД, измеренные в куриных яйцах из супермаркета в Караганде, составили 0,89812 и 0,00026 мкг ВОЗ-ТЕQ/г жира соответственно (см. тж. обсуждение фоновых уровней далее по тексту). Наиболее высокая концентрация диоксинов (9,81 мкг ВОЗ-ТЕQ/г жира) была зафиксирована в яйцах из участка «Балхаш — юго-запад» (BAL-EGG-14-2), и практически тот же уровень был зафиксирован в пробе из села Шабанбай би, которая содержала наивысшую суммарную концентрацию по ВОЗ-ТЕQ (37,88 мкг ВОЗ-ТЕQ/г жира), а также имела повышенную токсичность диоксин-подобных ПХД (см. гистограмму на Рис. 3). В большинстве проб яиц с высокой суммарной концентрацией по ВОЗ-ТЕQ наблюдалось превалирование доли диоксин-подобных ПХД над ПХДД/Ф в суммарном параметре ВОЗ-ТЕQ, как показано на гистограмме на Рис. 3. Это свидетельствует о том, насколько большое воздействие имеют потенциальные источники загрязнения ПХД, в т.ч. их образование в таких производственных процессах, как, например, на металлургических комбинатах. Только в двух пробах яиц из участка «Балхаш — юго-запад» ПХДД/Ф явным образом доминировали над диоксин-подобными ПХД в совокупности суммарных показателей ВОЗ-ТЕQ.

Суммарные уровни ВОЗ-ТЕQ ПХДД/Ф и диоксин-подобных ПХД в пробах из казахстанских загрязненных мест оказались выше, чем в пробах, взятых в загрязненных местах Китая и Беларуси, однако, еще более высокие уровни ПХДД/Ф были обнаружены в яйцах их окрестностей инсинератора отходов в Вухань, Китай. Пробы из Шабанбай би, Ростовки, Чкалово и района рембазы в Балхаше можно отнести к группе проб с достаточно высокими концентрациями диоксинов и диоксин-подобных ПХД, в том числе в сравнении с данными проб из отчета «The Egg Report» IPEN2005 года. Полученные данные также сопоставимы также по результатам с пробами из Кении (Дандора, полигон смешанных отходов), Индии (Лакнау, площадка инсинератора медицинских отходов) или Сенегала (Мбеубюс, полигон смешанных отходов), (DiGangi and Petrlik 2005, IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group, Envilead et al. 2005, IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group, Pesticide Action Network (PAN) Africa et al. 2005, IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group, Toxics Link et al. 2005). Предполагаемые источники загрязнения диоксинами и диоксиноподобными ПХД в изученных загрязненных местностях Казахстана рассматриваются ниже в дискуссионной части.

#### **4.2.2. Полихлорированные дифенилы (ПХД)**

У пяти из общих десяти проб яиц кур свободного содержания из казахстанских загрязненных мест, проанализированных на содержание ПХД, зафиксировано превышение предельно допустимой концентрации ЕС для 6 индикаторных конгенов ПХД. Экстремально высокая концентрация, составляющая 1976 нг/г жира, была зафиксирована в яйцах из села Шабанбай би — она превосходит допустимый предел ЕС почти в 50 раз. Уровни содержания шести конгенов ПХД в пробах, взятых в Ростовке и Чкалово на реке Нура, превысили пределы ЕС в семь и девять раз, соответственно. Все эти три пробы можно считать высокозагрязненными ПХД и следовательно, необходимо обнаружить возможные источники их загрязнения. Также, содержание диоксиноподобных ПХД было высоким во всех этих трех пробах, и внесло основной вклад в формирование высокого ВОЗ-ТЕQ в этих объединенных пробах яиц (см. Рис. 3).

В двух пробах из местоположения «Балхаш — рембаза» также зафиксировано превышение предельного значения ЕС для 6 конгенов ПХД, хотя и не столь

значительное. В этом случае, диоксин-подобные ПХД также были основными факторами повышения показателя TEQ в яйцах.

#### 4.2.3. Хлорорганические пестициды (ХОП)

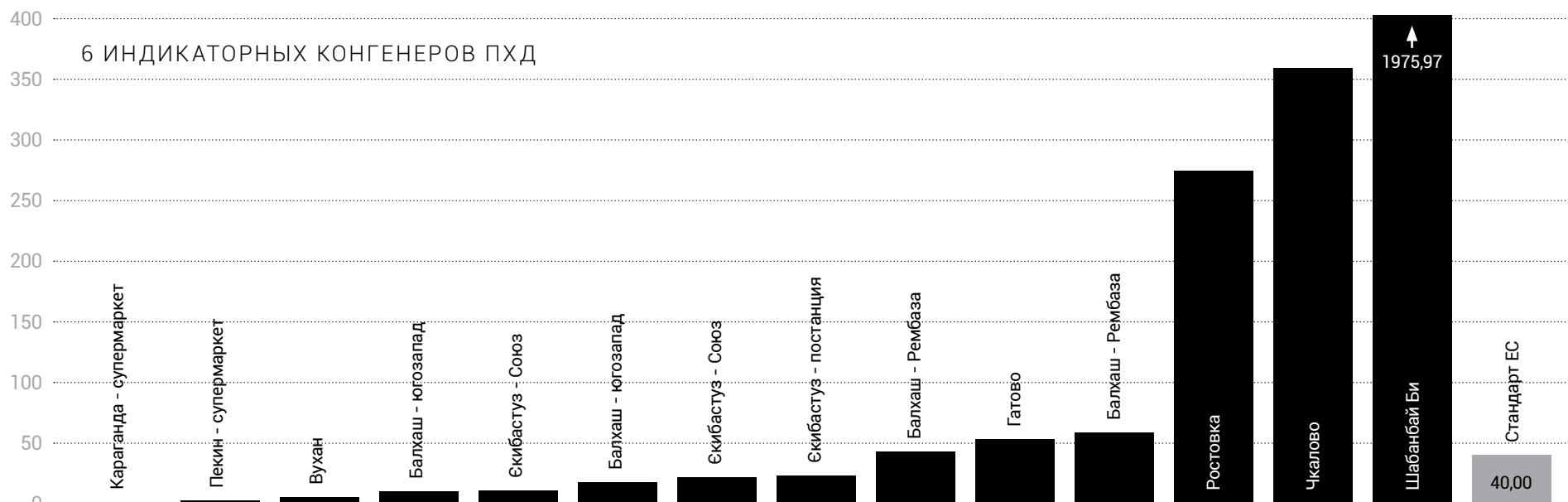
Пределы концентраций ЕС для остатков пестицидов, в том числе для ХОП в куриных яйцах, устанавливаются на массу яйца в сыром виде. Сопоставление содержания ХОП в одиннадцати пробах куриных яиц из Казахстана представлено в работе Petrlik и соавт. (2015). Пределы ЕС были превышены только в двух пробах: предельно допустимая суммарная концентрация ДДТ была превышена более чем вдвое в яйцах из участка «Балхаш — рембаза» (BAL-EGG-14-4), а предельная концентрация β-ГХЦГ была превышена более чем в шесть раз в пробе из села Шабанбай би. Концентрация p, p'-ДДТ составила 124 и 441 нг/г жира, соответственно, в двух пробах из «Балхаш — рембаза», что

превышает предельно допустимую концентрацию по законодательству Российской Федерации (см. Таблицу 2).

Во всех пробах яиц кур свободного содержания были зафиксированы концентрации ДДТ, которые превосходили фоновые концентрации ДДТ в яйцах, купленных в супермаркете. Высокие концентрации ГХЦГ наблюдались только в пробе, взятой в селе Шабанбай би, а повышенный уровень β-ГХЦГ, близкий к превышению пределов ЕС, был зафиксирован в яйцах из участка «Балхаш — юго-запад» (BAL-EGG-14-2).

#### 4.3. Ртуть

Уровни концентрации ртути в двух проанализированных объединенных пробах яиц были ниже казахстанского предельно допустимого значения. Уровни концентрации в яйцах из Ростовки, на реке Нура, в 10 раз превышали концентрацию пробы из Шабанбай би.



**Рисунок 2:** Гистограмма сравнения уровней содержания 6 конгенов ПХД в различных объединенных пробах куриных яиц из Казахстана, Китая и Беларуси (общая сводка результатов представлена в Таблице 3).

# 5. РАЗБОР РЕЗУЛЬТАТОВ

## 5.1. Фоновые уровни содержания СОЗ в яйцах

В селе Шабанбай би (Казахстан), выбранном в качестве отдаленного «чистого» местоположения, были зафиксированы высокие концентрации отдельных СОЗ в яйцах кур свободного содержания, что сделало этот участок непригодным в качестве фонового участка при оценке загрязнения СОЗ. Так как это было установлено только на самых последних этапах нашего исследования — в апреле 2015 года, то мы решили взять пробы яиц из супермаркета в Караганде, от кур, выращенных в крупном фермерском хозяйстве в помещениях (без доступа к открытым участкам земли) для получения информации о фоновом уровне загрязнения СОЗ в куриных яйцах в Казахстане. Результаты анализов данной пробы представлены в Таблицах 4 и 5. Уровни концентрации СОЗ в этой пробе, были схожими по ПХДД/Ф и диоксин-подобным ПХД (DiGangi and Petrlik 2005), или более низкими, например по ГХБ, неорто-ПХД или ДДТ (DiGangi and Petrlik 2005, IPEN Pesticides Working Group 2009), в сравнении с показателями фоновых проб других исследований СОЗ в куриных яйцах.

## 5.2. Специфические наборы диоксиновых конгенов и определение возможных источников загрязнения

Мы можем сравнить выявленные специфические наборы конгенов (*Eng.dioxin congener patterns*) в яйцах кур свободного содержания с типичными наборами, характерными для отдельных категорий источников загрязнения, с тем чтобы приблизиться к этапу выявления источников загрязнения на исследуемых участках.

### 5.2.1. Балхаш

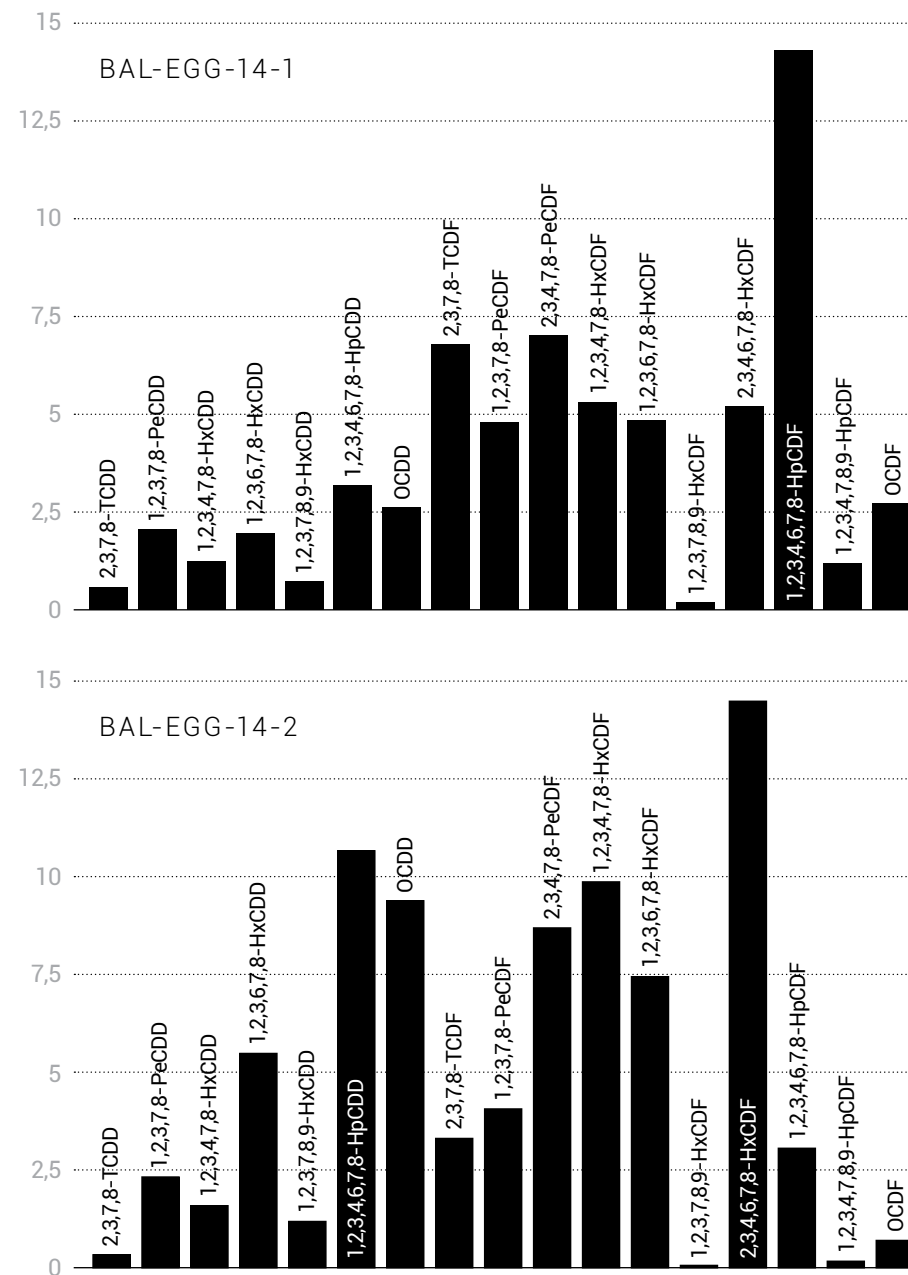
Когда мы сравниваем наборы диоксиновых конгенов в пробах яиц кур свободного содержания из участка «Балхаш — юго-запад» и «Балхаш — рембаза», становится ясно, что в городе Балхаш присутствует не один единственный источник загрязнения, (см. Рис. 5–8), хотя эти участки и расположены близко друг к другу. Набор диоксиновых конгенов, схожий с тем, что характерен для пробы BAL-EGG-14–4, был зафиксирован также у яиц, собранных в Lhenice, Чешская Республика (см. Рис. 9), где предполагаемым источником загрязнения

являлся склад ПХД и устаревших пестицидов. Также прослеживается определенная схожесть в относительно высоких уровнях концентрации ДДТ и его метаболитов в пробе BAL-EGG-14-4 и пробе из Lhenice.

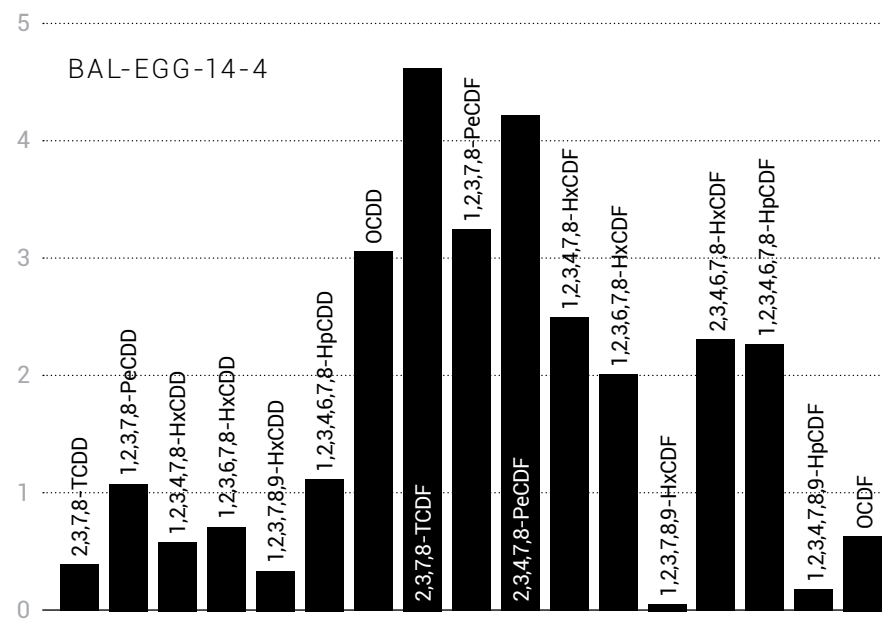
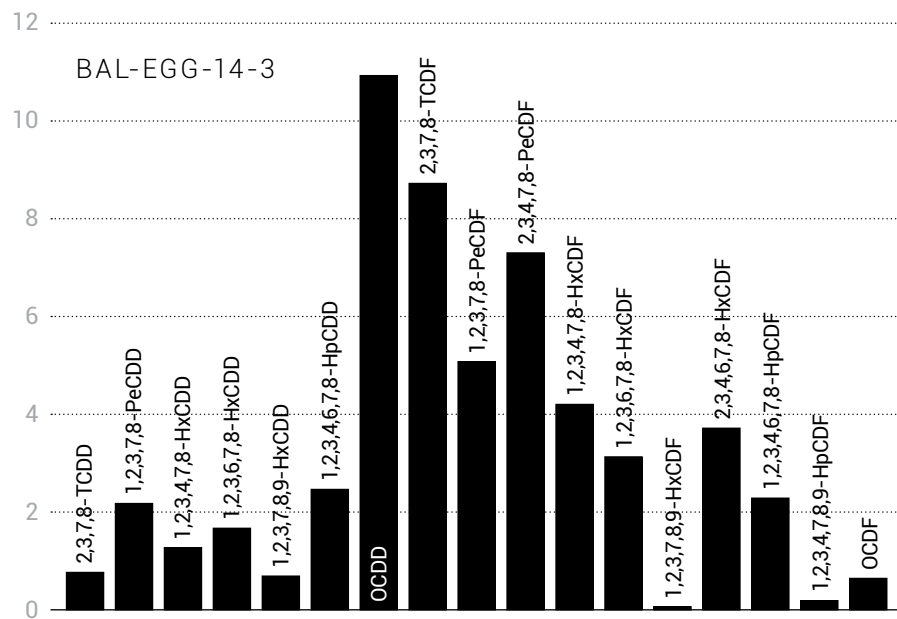
BAL-EGG-14-3 близка по набору ПХДД/Ф к пробе из Helwan, Египет (см. Рис. 10), (IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group, Day Hospital Institute et al. 2005). Источники выбросов продуктов горения, в том числе металлургической промышленности, были определены в качестве возможных источников загрязнения в случае с пробой яиц из Хелвана. Мы не смогли найти какой-либо один набор, характерный для остальных проб из зоны города Балхаш, но превалирование ПХДФ указывает на какие-то источники выбросов продуктов горения или склады устаревших СОЗ, как на источники диоксинов, которые могут оказаться как местами открытого сжигания отходов, так и предприятиями металлургии.

Высокая концентрация диоксинов — 264 пг ВОЗ-ТЕQ/г — была зафиксирована в пыли, выбрасываемой медеплавильным заводом в Балхаше, согласно данным, опубликованным в Национальном плане 2009 г. о выполнении обязательств Республики Казахстан по Стокгольмской конвенции (Republic of Kazakhstan 2009), но тем не менее, исходные данные о проведенных анализах не доступны для общественности. Значительная концентрация также была зафиксирована тогда в пробе воздуха на медеплавильном заводе.

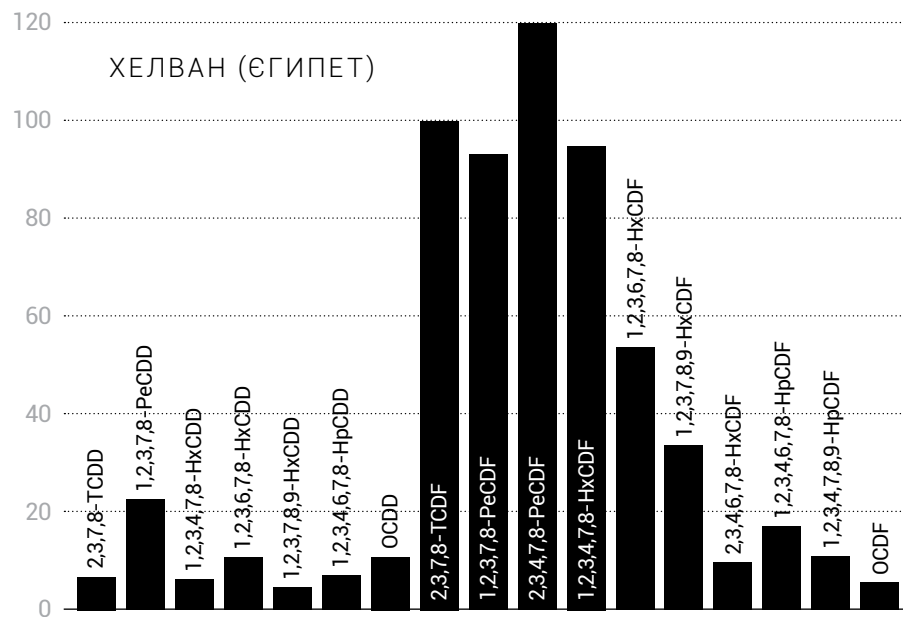
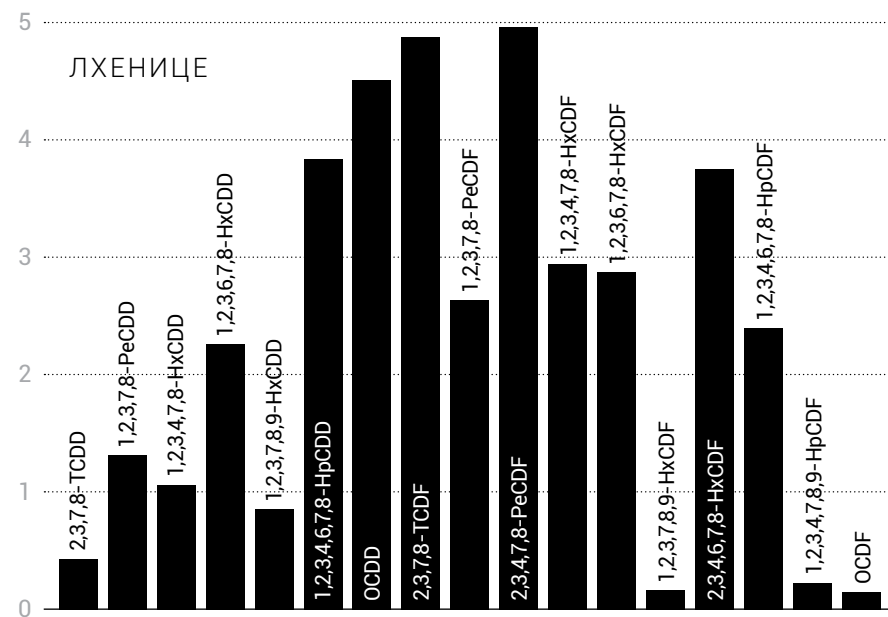
**Рисунки 5–6** Наборы диоксиновых конгенов, обнаруженные в пробах яиц кур свободного содержания в г.Балхаш.







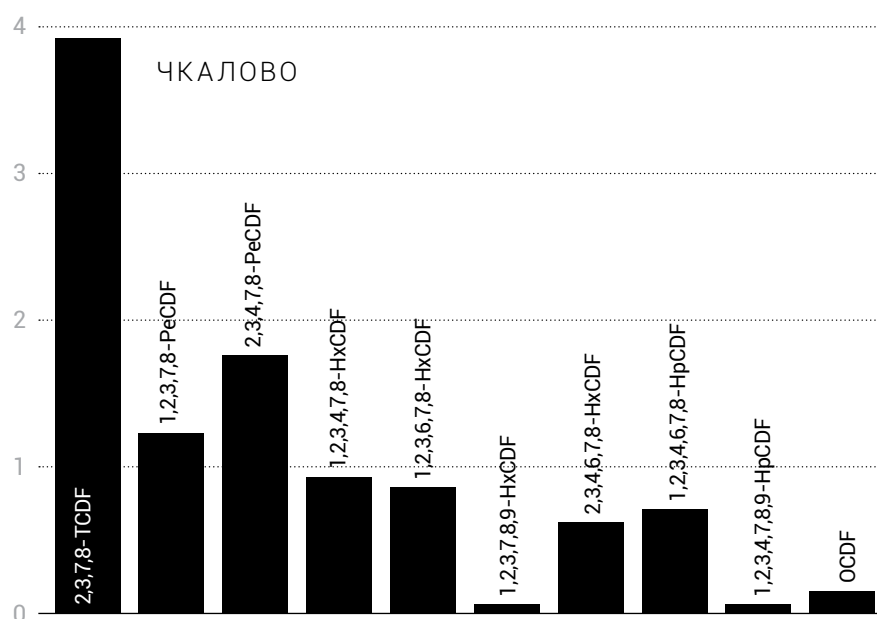
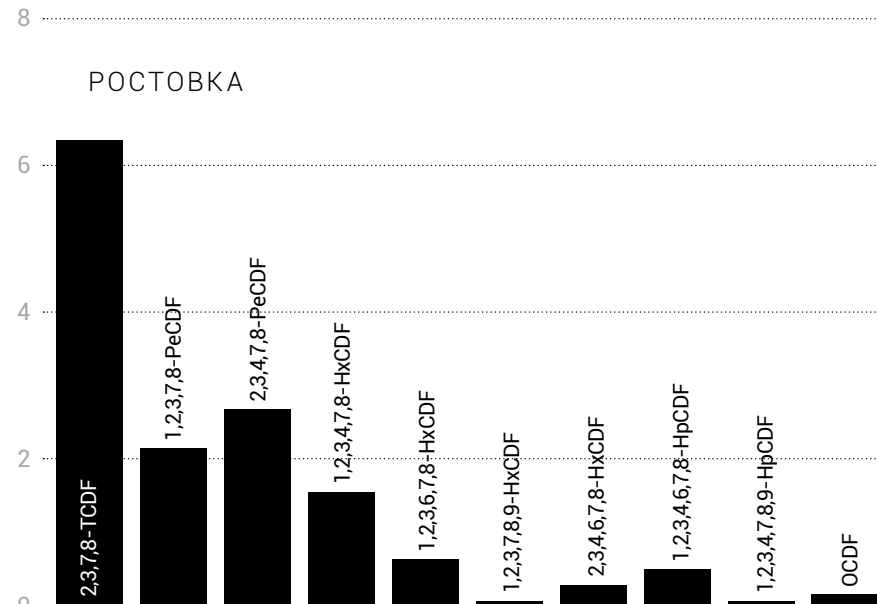
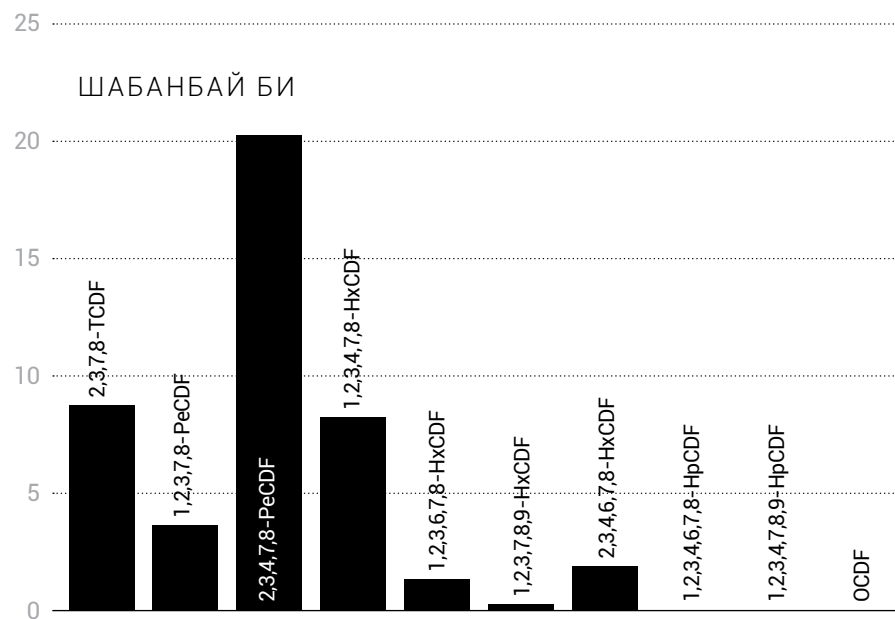
Рисунки 7–8 Наборы диоксиновых конгенов, обнаруженные в пробах яиц кур свободного содержания в г.Балхаш.



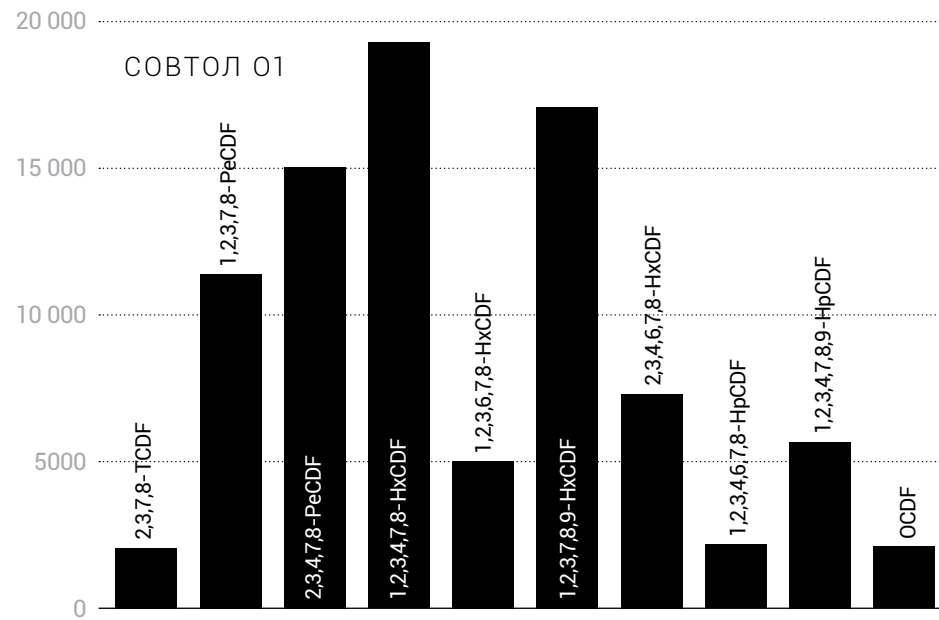
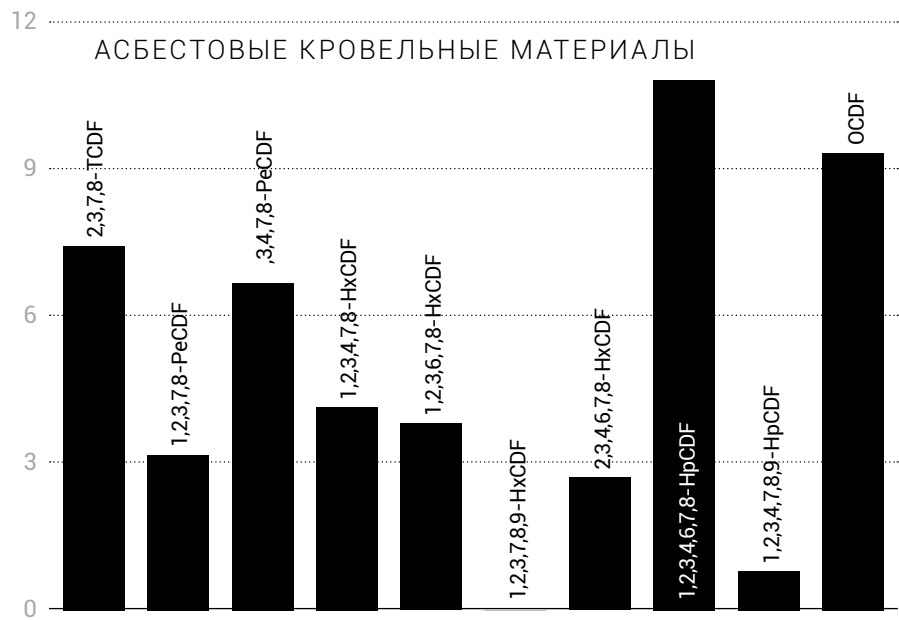
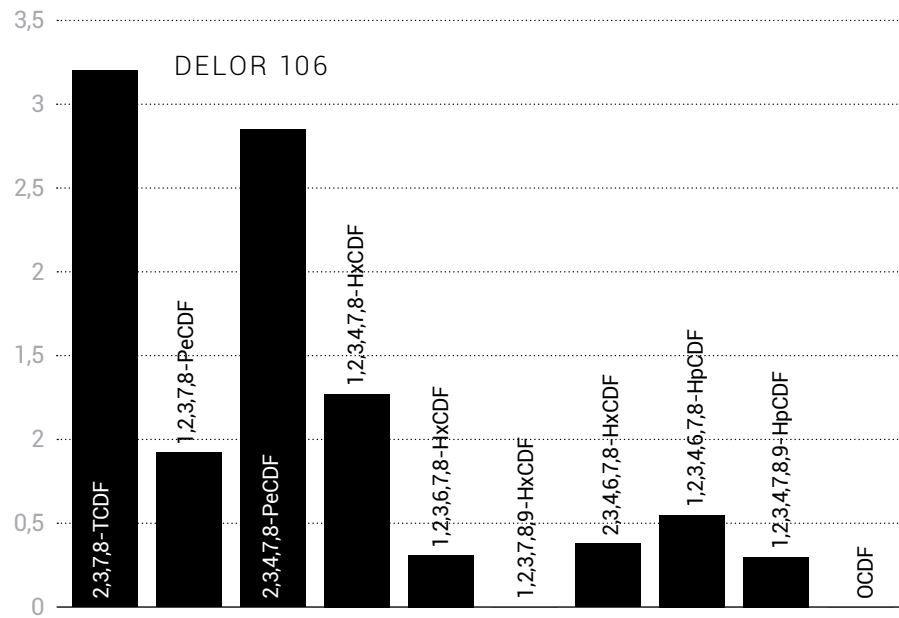
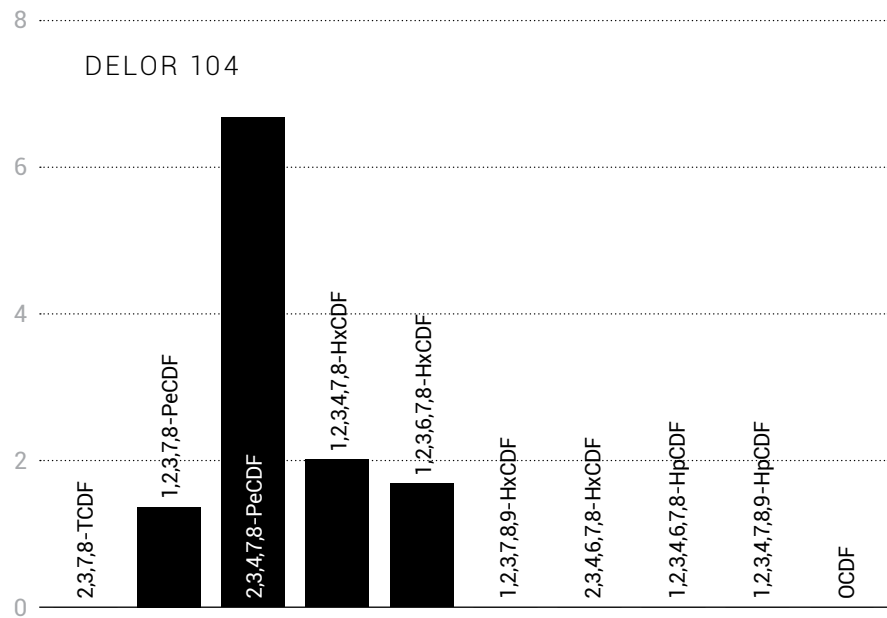
Рисунки 9–10: Наборы диоксиновых конгенов в яйцах кур свободного содержания в пробе из Лхениц, Чешская Республика (левая гистограмма) и в пробе из Хелван, Египет (правая гистограмма).

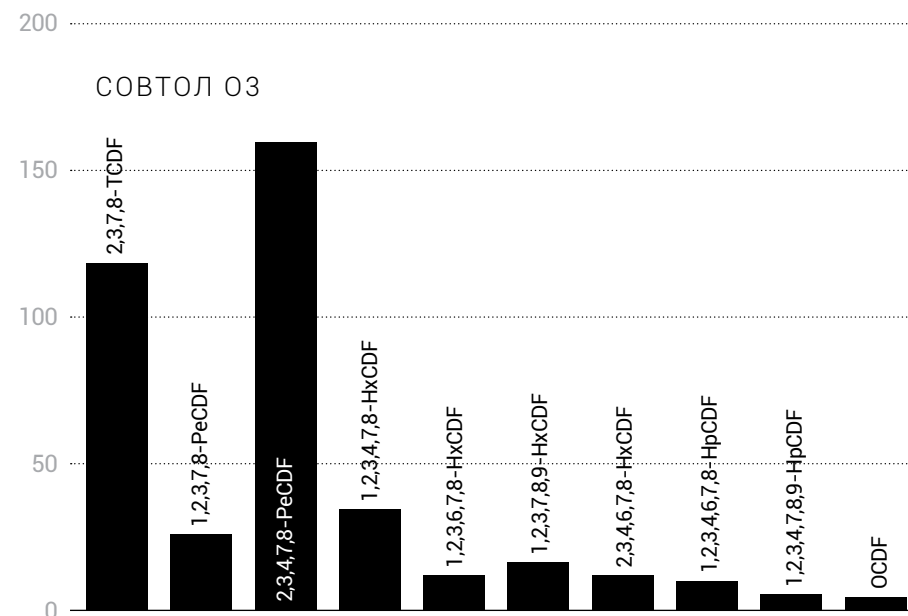
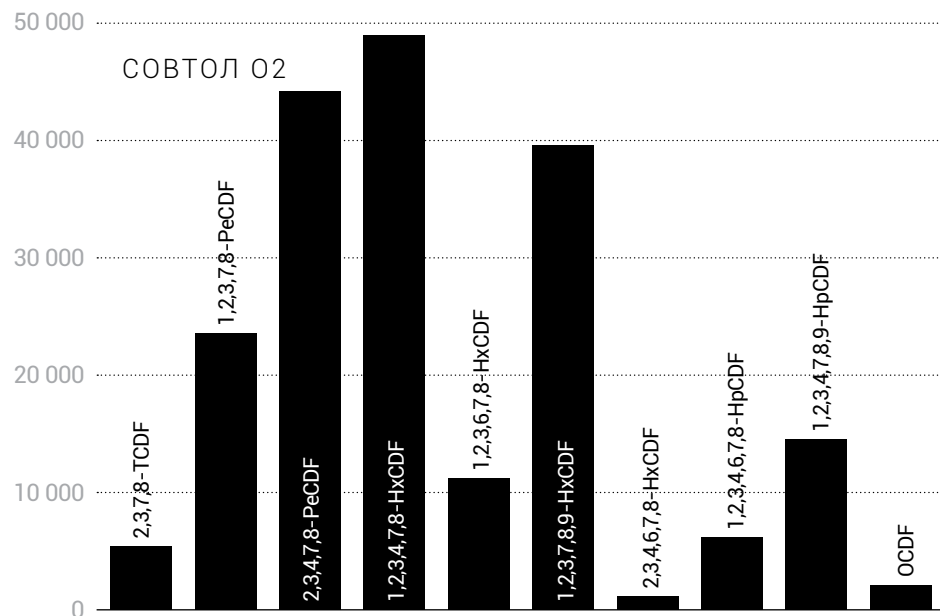
### 5.2.2. Участки возле реки Нура и села Шабанбай би

Наборы конгенов полихлорированных dibenzoфуранов (ПХДФ) в пробах из Казахстана, были сопоставлены с наборами для следующих смесей ПХД: Совтол, описанный Бродским и соавт. (2005), Delog 103, 104, 105 и 106, описанный Taniyasu и соавт. (2003), и ПХД-содержащий материал для асбесто содержащих кровельных материалов, описанный Winkler (2015). Похожий набор конгенов ПХДФ из пробы яиц кур свободного содержания из Шабанбай би очень близок к образцу «Совтол 03» или Delog 104, тогда как наборы конгенов для проб куриных яиц из Ростовки и Чкалово ближе к набору для смеси Delog 106 (см. Рис. 11–19). Во всех этих трех пробах, диоксин-подобные ПХД также превалировали над ПХДД/Ф, внося основной вклад в общий показатель ВОЗ-ТЕQ (см. Рис. 3).



**Рисунки 11 – 19:** Наборы конгенов ПХДФ для проб яиц кур свободного содержания из Шабанбай би, Ростовки и Чкалово, в сравнении с Delog 104 и Delog 106, по данным исследования Taniyasu и соавт. (2003), пробами Sovtol 01, 02 и 03 (Brodsky, Evdokimova et al. 2005), и смесью ПХД для асбестовых кровельных материалов (Winkler 2015).





**Рисунки 11 – 19:** Наборы конгенов ПХДФ для проб яиц кур свободного содержания из Шабанбай би, Ростовки и Чкалово, в сравнении с Delor 104 и Delor 106, по данным исследования Taniyasu и соавт. (2003), пробами Sovtol 01, 02 и 03 (Brodsky, Evdokimova et al. 2005), и смесью ПХД для асбестовых кровельных материалов (Winkler 2015).

Можно сделать предположение о том, что заброшенные ПХД, использовавшиеся в электрических трансформаторах, или их запасы, могут быть потенциальными источниками загрязнения яиц кур свободного содержания в Шабанбай би и на участке возле реки Нура. ПХД могут быть также в составе используемого корма для кур. Группа ЭкоМузея посетила Шабанбай би для поиска возможного источника повышенного загрязнения яиц в этом селе, но поиски не были успешными. Источником также могут являться уже удаленные запасы устаревших СОЗ, после которых осталось загрязнение зданий или почв в селе. В Темиртау и в том числе недалеко от р.Нура все еще имеются как устаревшие ПХД, так и старые трансформаторы, заполненные ПХД и эксплуатируемые в Темиртау на сталелитейном заводе ArcelorMittal. Набор конгенов ПХДФ для асбестосодержащих кровельных материалов значительно отличается от обнаруженных нами в Казахстане (Winkler 2015).

В воздушном бассейне г. Темиртау в 2008 г. было замерено наивысшее среднее значение по 6 индикаторным конгенам ПХД — 885 пг/м<sup>3</sup>, в сравнении с 5 другими местами в Казахстане (UNEP GMP 2013). Высокий уровень диоксинов — 608 пг ВОЗ-ТЕQ/г — был зафиксирован в пылевых выбросах агломерационной установки предприятия ArcelorMittal в Темиртау, по данным, опубликованным в Национальном плане о выполнении обязательств Республики Казахстан по Стокгольмской Конвенции (Republic of Kazakhstan 2009). Значительная концентрация была также измерена в пробе воздуха на территории предприятия. Детальные наборы конгенов ПХДД/Ф по этим измерениям не доступны для нас.

### 5.2.3. Экибастуз

В объединенных пробах, собранных на территории Экибастуза, фигурируют различные наборы конгенов ПХДД/Ф. Это также свидетельствует о воздей-

ствии различных источников загрязнения диоксинами в данном местоположении. На диоксин-подобные ПХД приходится основная доля диоксиноподобной токсичности в пробах яиц. Это можно отнести также к историческому загрязнению ПХД — электрической подстанции Экибастуза, однако специфический для ПХД-загрязнения набор конгенов ПХДФ не совпал с наборами обнаруженными в куриных яйцах из Экибастуза.

### **5.3. ПХД, ХОП и их предполагаемые источники**

Высокие концентрации уже запрещенных СОЗ-пестицидов, таких как ДДТ или различные ГХЦГ, в пробах из Шабанбай би и города Балхаш, указывают на возможное продолжающееся использование этих устаревших пестицидов, или на наличие их запасов — либо на конкретных объектах, либо на объектах изготовления корма для кур.

# 5. ВЫВОДЫ И РЕКОМЕНДАЦИИ

Обнаружение СОЗ в некоторых яйцах кур свободного содержания из загрязненных участков Казахстана показывает на потенциальное наличие необнаруженных запасов устаревших СОЗ или прежде неизвестных общественности источников загрязнения. Эти результаты подводят нас к тому же выводу, который сделал Muntean для Узбекистана в 2003 году: «Во-вторых, хотя в настоящем и других исследованиях приводятся некоторые предварительные данные, пока еще недостаточно известно об экологической судьбе прошлого использования пестицидов и его текущем влиянии на человеческое здоровье. Соответственно, необходимо провести исследования экологической трансформации и судьбы отдельных пестицидов и оценить их воздействие на здоровье». (Muntean, Jermini et al. 2003). От себя мы можем только добавить, что такие исследования должны быть проведены в Казахстане в отношении устаревших ПХД-содержащих трансформаторных масел, и других возможных форм применения ПХД (краски, герметики, асбестсодержащие кровельные материалы и др.), хотя мы осведомлены о том, что инвентаризация ПХД уже проводится в настоящее время. Участки, загрязненные СОЗ, должны быть соответствующим образом очищены чтобы устранить источники загрязнения СОЗ по всей стране.

Высокая концентрация ПХДД/Ф и диоксин-подобных ПХД была зафиксирована в пробах яиц кур свободного содержания. Результаты анализа в 80% всех измеренных проб превысили пределы ЕС для ПХДД/Ф и диоксин-подобных ПХД в куриных яйцах. Государственными органами должен проводиться более

регулярный мониторинг диоксинов и диоксин-подобных ПХД в пробах пищевых продуктов. Скрининговый тест DR CALUX<sup>(R)</sup> продемонстрировал свою эффективность в поиске новых загрязненных участков, а также в оценке общей загрязненности собранных в Казахстане пищевых продуктов (яиц) ПХДД/Ф и диоксин-подобными ПХД.

Превышение использованных в настоящем исследовании пределов содержания России и ЕС для ПХДД/Ф и диоксин-подобных ПХД фиксировалось в пробах куриных яиц чаще, чем превышения пределов для 6 конгенов ПХД и ХОП. Высокие уровни концентрации диоксинов и диоксиноподобных ПХД в яйцах кур свободного содержания из Балхаша подтверждают серьезную загрязненность города этими загрязнителями. Результаты нашего исследования соответствуют результатам казахстанского Плана о выполнении обязательств Стокгольмской конвенции, согласно которому эпидемиологические исследования населения Балхаша дают доказательства канцерогенности и злокачественности СОЗ. В Балхаше наблюдалась наивысшая онкозаболеваемость в период с 1999 по 2003 гг. по сравнению с некоторыми другими регионами и средней заболеваемостью по Казахстану (Republic of Kazakhstan 2009). Меры по сокращению выбросов диоксинов и диоксиноподобных ПХД на металлургических предприятиях города Балхаша, а также Темиртау, являются абсолютно необходимыми для обеспечения общего сокращения выбросов непреднамеренно произведенных СОЗ в исследованном регионе Казахстана.

# 6. СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- » Arkenbout, A. (2014). “Biomonitoring of Dioxins/dl-PCBs in the north of the Netherlands; eggs of backyard chickens, cow and goat milk and soil as indicators of pollution.” *Organohalog Compd* 76(2014): 1407–1410.
- » Arnika, EcoMuseum and CINEST (2015). *Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Monitoring Reports. Prague-Karaganda, Arnika — Toxics and Waste Programme.*
- » Aslan, S., M. Kemal Korucu, A. Karademir and E. Durmusoglu (2010). “Levels of PCDD/Fs in local and non-local food samples collected from a highly polluted area in Turkey.” *Chemosphere* 80(10): 1213–1219.
- » Besselink H, J. A., Pijnappels M, Swinkels A, Brouwer B (2004). “Validation of extraction, clean-up and DR CALUX® bioanalysis. Part II: foodstuff.” *Organohalog Compd* 66: 677–681.
- » Brodsky, E. S., G. V. Evdokimova, S. G. Zlotin, N. A. Kluyev, D. P. Samsonov, N. A. Shinkova and S. S. Yufit (2005). Disposal of electric technological fluids containing polychlorinated biphenyls (PCB). *Green Chemistry in Russia. V. Lunin, P. Tundo and E. Lokteva. Venezia, INCA: 107–122.*
- » DiGangi, J. and J. Petrlik (2005). *The Egg Report — Contamination of chicken eggs from 17 countries by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene.*
- » Dvorská, A. (2015). *Persistent Organic Pollutants in Ekibastuz, Blakhash and Temirtau. Final report on the results of environmental sampling conducted in Kazakhstan in 2013 and 2014 as a part of the project „Empowering the civil society in Kazakhstan in improvement of chemical safety“.* *Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Monitoring Reports. Prague-Karaganda, Arnika — Toxics and Waste Programme.*
- » European Commission (2011). Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs (Text with EEA relevance). European Commission. Official Journal of the European Union. EC1881/2006: 18–23.
- » European Commission (2012). Commission Regulation (EU) No 252/2012 of 21 March 2012 laying down methods of sampling and analysis for the official control of levels of dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in certain foodstuffs and repealing Regulation (EC) No 1883/2006 Text with EEA relevance European Commission. Official Journal of the European Communities: L 84, 23.83.2012, p. 2011–2022.
- » Hoogenboom, R., M. ten Dam, M. van Bruggen, M. Zeilmaker, S. Jeurissen, W. Traag and S. van Leeuwen (2014). *Dioxines en PCB’s in eieren van particuliere kippenhouders. Wageningen, RIKILT (University & Research centre): 25.*
- » IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group, Day Hospital Institute and Arnika Association (2005). *Contamination of chicken eggs from Helwan in Egypt by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. Keep the Promise, Eliminate POPs Reports. Cairo, Prague, IPEN, Arnika Association, Day Hospital Institute: 30.*
- » IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group, Envilead and Arnika Association (2005). *Contamination of chicken eggs near the Dandora dumpsite in Kenya by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. Keep the Promise, Eliminate POPs Reports. Nairobi, Prague, IPEN, Arnika Association, Envilead: 22.*

- » IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group, Pesticide Action Network (PAN) Africa and Arnika Association (2005). Contamination of chicken eggs near the Mbeubeuss dumpsite in a suburb of Dakar, Senegal by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. Keep the Promise, Eliminate POPs Reports. Dakar, Prague, IPEN, Arnika Association, PAN Africa: 29.
- » IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group, Toxics Link and Arnika Association (2005). Contamination of chicken eggs near the Queen Mary's Hospital, Lucknow medical waste incinerator in Uttar Pradesh (India) by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. Keep the Promise, Eliminate POPs Reports. New Delhi, Prague, IPEN, Arnika Association, Toxics Link: 25.
- » IPEN Pesticides Working Group (2009). DDT in Eggs. A Global Review. Keep the Promise, Eliminate POPs. Prague: 32.
- » Muntean, N., M. Jermini, I. Small, D. Falzon, P. Furst, G. Migliorati, G. Scortichini, A. F. Forti, E. Anklam, C. von Holst, B. Niyazmatov, S. Bahkridinov, R. Aertgeerts, R. Bertollini, C. Tirado and A. Kolb (2003). "Assessment of dietary exposure to some persistent organic pollutants in the Republic of Karakalpakstan of Uzbekistan." *Environ Health Perspect* 111(10): 1306–1311.
- » Petrлік, J. (2015). Persistent Organic Pollutants (POPs) in free range chicken eggs from hot spots in Central Kazakhstan (Final report). Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Monitoring Reports. Prague-Karaganda, Arnika — Toxics and Waste Programme.
- » Petrлік, J., D. Kalmykov and P. Behnisch (2015). Persistent Organic Pollutants (POPs) in free range chicken eggs from hot spots in Central Kazakhstan. Final report on the results of environmental sampling conducted in Kazakhstan in 2013 and 2014 as a part of the project „Empowering the civil society in Kazakhstan in improvement of chemical safety“. Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Monitoring Reports. Prague-Karaganda, Arnika — Toxics and Waste Programme.
- » Pirard, C., J. Focant, A. Massart and E. De Pauw (2004). "Assessment of the impact of an old MSWI. Part 1: Level of PCDD/Fs and PCBs in surrounding soils and eggs." *Organohalogen Compounds* 66: 2085–2090.
- » Piskorska-Pliszczynska, J., S. Mikolajczyk, M. Warenik-Bany, S. Maszewski and P. Strucinski (2014). "Soil as a source of dioxin contamination in eggs from free-range hens on a Polish farm." *Science of The Total Environment* 466–467(0): 447–454.
- » Pless-Mulloli, T., B. Schilling, O. Paepke, N. Griffiths and R. Edwards (2001). "Transfer of PCDD/F and heavy metals from incinerator ash on footpaths in allotments into soil and eggs." *Organohalogen Compounds* 51: 48–52.
- » Republic of Kazakhstan (2009). National Implementation Plan of the Republic of Kazakhstan on the Obligations under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Astana: 36.
- » Shelepchikov, A., B. Revich, D. Feshin, S. Brodsky, V. Zilnikov and O. Sergeev (2006). "Contamination of chicken eggs from different Russian regions by PCBs and chlorinated pesticides." *Organohalogen Compounds* 68: 1959–1962.
- » Stockholm Convention on POPs (2008). Guidelines on Best Available Techniques and Provisional Guidance on Best Environmental Practices Relevant to Article 5 and Annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Geneva, Secretariat of the Stockholm Convention on POPs.
- » Taniyasu, S., K. Kannan, I. Holoubek, A. Ansorgova, Y. Horii, N. Hanari, N. Yamashita and K. M. Aldous (2003). "Isomer-specific analysis of chlorinated biphenyls, naphthalenes and dibenzofurans in Delor: polychlorinated biphenyl preparations from the former Czechoslovakia." *Environmental Pollution* 126(2): 169–178.
- » UNEP GMP. (2013). "POPs GMP data visualization and analysis. (Data for Kazakhstan)." Retrieved 25-April-2015, 2015.
- » Van den Berg, M., L. S. Birnbaum, M. Denison, M. De Vito, W. Farland, M. Feeley, H. Fiedler, H. Hakansson, A. Hanberg, L. Haws, M. Rose, S. Safe, D. Schrenk, C. Tohyama, A. Tritscher, J. Tuomisto, M. Tysklind, N. Walker and R. E. Peterson (2006). "The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds." *Toxicol Sci* 93(2): 223–241.
- » Van Eijkeren, J., M. Zeilmaker, C. Kan, W. Traag and L. Hoogenboom (2006). "A toxicokinetic model for the carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs." *Food Additives & Contaminants: Part A* 23(5): 509–517.
- » Winkler, J. (2015). "High levels of dioxin-like PCBs found in organic-farmed eggs caused by coating materials of asbestos-cement fiber plates: A case study." *Environment International* 80(0): 72–78.





**Результаты экологического опробования  
в Казахстане – исследование загрязнения р. Нура  
ртутью, метилртутью, полихлорированными  
дифенилами (ПХД) и хлорорганическими  
пестицидами (ХОП)**

(Итоговый отчет)

**Ing. Марек Шир Ph.D.**

Химико-технологический университет, Прага, 2015



# 1. ВВЕДЕНИЕ

Данное исследование посвящено представлению и обсуждению данных по загрязнению р. Нуры и прилегающей территории ртутью (Hg), метилртутью, полихлорированными дифенилами (ПХД) и хлорорганическими пестицидами (ХОП). Был выполнен ряд различных отборов проб, в т.ч. абиотических (донные отложения, почвы) и биологических (рыба, яйца). Часть данного исследования посвящена также измерению содержания тяжелых металлов в донных отложе-

ниях и почвах в данном районе. Пробы были получены в ходе двух полевых выездов, в Казахстане в августе 2013 г. и в июле 2014 г.

Работы по опробованию являются важной частью совместного проекта «Укрепление гражданского общества Казахстана для улучшения химической безопасности» чешской НПО «Арника» и двух казахстанских партнерских организаций: Карагандинского областного Экологического Музея (ЭкоМузей) и Центра по внедрению новых экологически безопасных технологий (CINEST, Караганда).

# 2. ЗАГРЯЗНЕНИЕ Р. НУРЫ

Река Нура является крупнейшей рекой Центрального Казахстана. Исток реки находится в северо-восточной части гор Кызылтас, далее русло реки протекает через территорию возле г. Темиртау с интенсивно развитой промышленностью, и затем еще 260 км до столицы Казахстана г. Астана и далее до Кургальджинского Национального парка, имеющего международное значение. Вода р.Нура широко используется для хозяйственно-бытового водоснабжения, полива, промышленных нужд, а также для отдыха, развлечений и коммерческого рыболовства (Heaven et al., 2000).

Начиная с 1950-х гг. в р. Нура стали поступать большие объемы ртути, источником которых был химический завод «Карбид» в г. Темиртау Карагандинской области. На данном химическом заводе шло производство ацетальдегида пу-

тем прямой гидратации ацетилена в присутствии катализатора — сульфата ртути. Начиная с 1970-х гг. сточные воды частично очищались сульфидным осаждением, таким образом, количество Hg, попадающее в реку значительно сократилось. Также был снижен уровень производства ацетальдегида. В течение 1980-х гг. и большей части 1990-х гг. около одной тонны ртути ежегодно сбрасывалось в реку, вероятнее всего в растворенной и элементарной форме. Производство ацетальдегида было закрыто в 1997 г., и таким образом, основной источник загрязнения ртутью исчез (Ullrich et al., 2007, Hsiao et al., 2010).

Предварительные исследования степени загрязнения р. Нуры, выполненные в 1980-х гг. выявили чрезвычайно высокие уровни загрязнения. На основании обнаруженных концентраций было подсчитано, что общее количество ртути

в русле реки может быть не менее 140 тонн. В тот период, когда Hg сбрасывалась в реку, также до 5 млн. т золы уноса было сброшено в реку местной ГРЭС. В то же время сточные воды завода «Карбид», сбрасываемые в реку, содержали большое количество гидроксида кальция, выпадавшего в осадок в форме тысяч тонн карбоната кальция в составе донных отложений. В 1992 г. также было обнаружено что

большая часть ртути в речной воде вступала в соединение с щелочной золой, формируя при этом новый тип химических отложений. Во время весеннего половодья большое количество таких высокозагрязненных донных отложений было унесено вниз по течению и рассеяно по пойменной долине, что вызвало крупномасштабное загрязнение территории (Ilyuschenko et al., 2002, Ilyuschenko et al., 2005).

## 3. ПРОЕКТ ПО ОЧИСТКЕ Р. НУРЫ

Начиная с 1980-х гг. выполнен ряд исследований, в результате которых были определены степень загрязнения и соответствующие меры по устранению такого загрязнения. Данные исследования привели к созданию проекта, в рамках которого предлагались меры по очистке р. Нуры и болота Жаур, и параллельное выполнение отдельного проекта по очистке территории завода «Карбид» и участка размещения золы. Загрязненные территории были очищены в рамках проекта по очистке р. Нуры, профинансированного Всемирным банком и Правительством Казахстана в 2007–2011 гг. Критерии очистки, установленные проектом по очистке р. Нуры, были основаны на санитарно-эпидемиологических

нормах Казахстана «ПДК химических веществ для почв» (утвержденных 29 ноября 1997 г.), а также на требованиях международных стандартов.

Доклад Всемирного банка «О результатах окончания реализации проекта» (МБРР-46930) с описанием проекта по очистке р. Нуры был опубликован 27 июня 2013 г. Основные выводы заключаются в том, что уровни содержания ртути в почвах и донных отложениях до очистки находились в диапазоне 50–1500 мг/кг (на основании детального пробоотбора и картирования) и после очистки, подтвердилось соответствие уровней содержания принятым критериям безопасного уровня содержания (Abdullah et al., 2013).

# 4. ОТБОР ПРОБ И ХИМИЧЕСКИЕ АНАЛИЗЫ

## 4.1. Участки отбора проб

Подробные данные по участкам отбора проб даны в полнотекстовой английской версии настоящего отчета (Šír, 2015).

## 4.2. Порядок отбора проб и методика проведения анализа

Пробы почв и донных отложений обычно отбирались как сборные пробы составленные из нескольких точечных проб, отобранных на различных участках конкретного местоположения. Пробы почв отбирались при помощи лопаты в полиэтиленовые контейнеры ( $V=500$  мл) с закручивающимися крышками или в полиэтиленовые пакеты. Пробы донных отложений отбирались при помощи трубки-пробоотборника в полиэтиленовые контейнеры ( $V = 500$  мл). Сборные пробы гомогенизировались в стальном тазу, часть их них квартовалась после гомогенизации. До проведения анализа пробы хранились в холоде и темноте. Пробы рыбы, полученные от местных рыбаков, хранились в морозильной камере, упакованные в два полиэтиленовых пакета. Пробы яиц, взятые в местных хозяйствах, хранились в контейнере для яиц, упакованном в полиэтиленовый пакет, и далее подвергались варке. Яйца хранились в холодильнике при температуре  $4-8$  °C (ČSN, 1997).

Аналитические процедуры для проб почв и донных отложений были следующими: пробы были гомогенизированы и представительная часть пробы (50 г) была использована для определения сухого вещества гравиметрическим методом. Другая представительная часть пробы была взята для анализа тяжелых металлов (Cd, Cu, Cr, Pb, Zn и As) при помощи процесса минерализации. Аналитическая процедура минерализации была следующей: 5 г пробы помещалось в стакан вместе с 30 мл дистиллированной воды и 10 мл концентрированной азотной кислоты. Проба кипяtilась в течение двух часов и затем была профильтрована через складчатый бумажный фильтр. Содержание металлов и As было определено в процессе минерализации атомно-абсорбционно-эмиссионным спектрометром SensAA. Hg была измерена непосредственно в твердых пробах анализатором содержания ртути (АМА 254, Altec). Содержание ПХД и ХОП было измерено следующим образом: 2,5 г пробы и 10 мл гексана помещали в экстракционный сосуд, и экстрагировали в ультразвуковой водяной бане в течение 20 минут. Затем полученный экстракт был анализирован на газовом хроматографе GC HP 5890 с детектором захвата электронов и капиллярной колонкой HP — 5MS (длина — 60 м, стационарная фаза — 5% дифенила и 95% диметилсилоксана). Анализы были проведены с использованием

стандартных рабочих процедур (SOP), установленных в Университете химических технологий, г. Прага.

Содержание метилртути в пробах проанализировано атомно-абсорбционной спектрометрией на анализаторе содержания ртути (АМА 254, Altec) с использованием стандартных рабочих процедур SOP AAS-CZL 2/13(S) в Государственном ветеринарном институте, г. Прага.

Содержание ПХД и ХОП в пробах рыбы и яиц проанализировано посредством гелепроникающей хроматографии GPC в Университете химии и техно-

логии, г. Прага. Экстракт из проб был извлечен посредством смеси органических растворителей (гексан: дихлорметан, соотношение 1:1), очищен в ходе гелепроникающей хроматографии. Идентификация и количественное определение анализируемого вещества был проведен с помощью газовой хроматографии в сочетании с тандемной масс-спектрометрии обнаружения в режиме электронной ионизации. Диоксиноподобные ПХД были измерены высокоразрешающей газовой хроматографией/масс-спектрометрией по стандартным рабочим процедурам.

# 5. РЕЗУЛЬТАТЫ

Результаты аналитического измерения содержания Hg, метилртути, других тяжелых металлов и ПХД даны в полнотекстовой английской версии данной публикации (Šír, 2015).

## 5.1. Обсуждение

В данном разделе представлены различные нормативные документы и дополнительные оценочные критерии. После определения концентраций ПХД и тяжелых металлов в пробах из исследованных местоположений они сравнивались с соответствующими нормативными требованиями. В заключение, целевые пробы с высоким содержанием тяжелых металлов и ПХД были выбраны для проведения расчетов рисков для здоровья человека, связанных с данными веществами.

### 5.1.1. Законодательные требования к содержанию загрязнителей

Концентрации загрязняющих веществ обнаруженные в пробах, отобранных с исследуемых участков, были сравнены с разрешенными концентрациями для данных веществ, указанными в национальных и международных указах, нормах и законах.

Было проведено сравнение концентрации Hg в почвах и донных отложениях с критериями, установленными проектом по очистке р. Нуры. Концентрации загрязняющих веществ были сравнены со значениями, указанными в Санитарных правилах «Санитарно-эпидемиологические требования к атмосферному воздуху в городских и сельских населенных пунктах, почвам и их безопасности, содержанию территорий городских и сельских населенных пунктов, условиям работы с источниками физических факторов, оказывающих воздействие на человека», утвержденных Постановлением Правительства Казахстана № 168 в январе 2012 г. Предельно-допустимые концентрации некоторых химических веществ даны в приложении к Санитарным правилам. Предельные уровни содержания химических веществ, не указанные в этих Санитарных правилах, можно найти в Совместном приказе Министра здравоохранения Республики Казахстан и Министра охраны окружающей среды Республики Казахстан «Об утверждении Нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ, вредных микроорганизмов и других биологических веществ, загрязняющих почву» изданом в 2004 г. Предельные значения и нормы, указанные в вышеупомянутых нормативах, установлены на основании санитарно-эпидемиологических требований РК к почвам — «ПДК химических веществ в почве» (ПРК, 2012, МЗ и МООС, 2004).



**ТАБЛИЦА 1. НОРМЫ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ. СОДЕРЖАНИЕ ЭЛЕМЕНТОВ ДАНО В МГ/КГ СУХОГО ВЕЩЕСТВА.**

	Hg	Pb	Cd	Cu	Cr (итого)	Zn	As
Критерий очистки для сельскохозяйственных земель и населенных районов	2,1	-	-	-	-	-	-
Критерий очистки для донных отложений русла реки, берегов реки, болота Жаур и пойменной долины	10	-	-	-	-	-	-
Критерий очистки для более удаленных районов	50	-	-	-	-	-	-
Санитарно-эпидемиологические нормы Казахстан	2,1	32	0,5	3,0	6,0	-	2,0
Предельные уровни загрязнения для промышленных территорий (US EPA)	43	800	800	41000	-	310000	2,4
Предельные уровни загрязнения для других территорий (US EPA)	10	400	70	3100	-	23000	0,61
Указ Чешской Республики по использованию донных отложений на сельскохозяйственных почвах	0,8	100	1	100	200	300	30

**ТАБЛИЦА 2. НОРМЫ СОДЕРЖАНИЯ ПХД И ХОП В ПОЧВАХ. СОДЕРЖАНИЕ ВЕЩЕСТВ ДАНО В МГ/КГ СУХОГО ВЕЩЕСТВА.**

	ПХД (отдельные конгенеры)	ПХД (смесь конгенеров)	ДДД	ДДЭ	ДДТ	альфа- ГХЦГ	бета- ГХЦГ	гамма- ГХЦГ	ГХБ	Гептахлор	Метоксихлор
Санитарно-эпидемиологические нормы Казахстана	-	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,08	0,05	-
Предельные уровни загрязнения для промышленных территорий (US EPA)	0,38	0,74	7,2	5,1	7,0	0,27	0,96	2,1	1,1	0,38	3100
Предельные уровни загрязнения для других территорий (US EPA)	0,11	0,22	2,0	1,4	1,7	0,077	0,27	0,52	0,3	0,11	310
Указ Чешской Республики по использованию донных отложений на сельскохозяйственных почвах	-	0,2	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-

Прим. 1: Допустимые уровни содержания химических веществ согласно US EPA установлены для отдельных конгенеров - ПХД 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 и 189. Согласно Указу Чешской Республики сумма конгенеров ПХД 28, 52, 101, 138, 153 и 180 может быть использована вместо конгенеров, установленными US EPA.

Прим. 2: Согласно Указу Республики Чехия по использованию донных отложений на сельскохозяйственных землях – предел для ПХД дан по сумме конгенеров ПХД 28, 52, 101, 118, 138, 153 и 180, предел для ДДТ включает также сумму концентраций всех типов его метаболитов.

Концентрации загрязняющих веществ в пробах также были сравнены с региональными допустимыми уровнями содержания химических веществ (RSL). Данные уровни установлены с применением параметров и коэффициентов максимально допустимого хронического воздействия химических веществ. Такое воздействие означает непосредственный контакт с указанными химическими соединениями. Уровни RSL были установлены US EPA (Агентство по охране окружающей среды США) для тех химических соединений, которые имеют регистрационный номер CAS (Chemical Abstracts Service, CAS, Химическая реферативная служба Американского химического общества); (MЗР, 2014, US EPA, 2015а).

Учитывая тот факт, что донные отложения р. Нуры могут перемещаться водой на прилегающие территории, мы можем проводить сравнение обнаруженных концентраций загрязняющих веществ с пределами, данными в Уведомлении № 257/2009 (Чешская Республика) по использованию донных отложений на сельскохозяйственных почвах. Данный Указ устанавливает ПДК вредных металлов в донных отложениях, предназначенных для использования на сельскохозяйственных землях (МЗ, 2009).

Концентрация загрязняющих веществ в рыбе и яйцах была сравнена с предельными значениями, установленными в Регламенте Европейской Комиссии № 1881/2006. Для ПХД использована сумма 6 конгенов (ПХД 28, 52, 101, 138, 153 и 180). Сумма диоксиноподобных ПХД выражена коэффициентом токсической эквивалентности (КТЭ), установленным Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ). Согласно документу ЕРА-823-R-01-001а референсная [безопасная] доза (RfD) для метилртути (на основании неканцерогенных эффектов для здоровья человека) составляет 0,0001 мг метилртути на один кг веса человека в сутки. Такое значение рассчитывается для условий ежедневного пожизненного воздействия и предназначено для использования как безопасный уровень воздействия без ожидания побочных эффектов.

Остаточная концентрация пестицидов была сравнена с максимальными остаточными пределами содержания (MRL), которые представляют собой максимальную остаточную концентрацию пестицидов (выражена в мг/кг), законо-

дательно разрешенную в составе продуктов питания и кормов для животных. Уровни MRL установлены на основании данных «Добросовестной сельскохозяйственной практики по использованию пестицидов» (GAP) и продуктов питания, полученных из товаров, удовлетворяющих соответствующим уровням MRL, рассматриваемым как токсикологически приемлемые. Уровни MRL установлены в Регламенте Европейской Комиссии № 396/2005 и Своде правил по максимальному остаточному содержанию пестицидов, принятом на 36-й сессии Комиссии по продуктам питания («Codex Alimentarius Commission», ФАО, ВОЗ, ООН) в июле 2013 г. Концентрации пестицидов в продуктах питания, для которых установлены MRL, не должны быть превышены.

**ТАБЛИЦА 3. МАКСИМАЛЬНЫЕ ДОПУСТИМЫЕ УРОВНИ СОДЕРЖАНИЯ Hg В ПРОДУКТАХ ПИТАНИЯ (РЕГЛАМЕНТ ЕС № 1881/2006).**

Продукты питания	Максимальный допустимый уровень содержания Hg (мг/кг сырого веса)
Рыбные продукты и мышечная ткань рыб (за исключением перечисленных ниже видов)	0,5
Отдельные рыбные продукты и мышечная ткань рыб: <i>Lophius</i> spp., <i>Anarhichas lupus</i> , <i>Sarda sarda</i> , <i>Anguilla</i> spp., <i>Hoplostethus</i> spp., <i>Силиурфаеноидес рупестрис</i> , <i>Hippoglossus hippoglossus</i> , <i>Genypterus capensis</i> , <i>Makaira</i> spp., <i>Lepid</i> или <i>hombus</i> spp., <i>Mullus</i> spp., <i>Genypterus blacodes</i> , <i>Esox lucius</i> , Илисупнопис уницилли, <i>Trisopterus minutus</i> , <i>Centroscymnes coelolepis</i> , <i>Raja</i> spp., <i>Sebastes marinus</i> , <i>S. mentella</i> , <i>S. viviparus</i> , <i>Istiophilius platypterus</i> , <i>Lepidopus caudatus</i> , <i>Aphanopus carbo</i> , <i>Pagellus</i> spp., <i>Carcharodon</i> spp., <i>Lepidocybium flavobrunneum</i> , <i>Ruvettus pretiosus</i> , <i>Gempylus serpens</i> , <i>Acipenser</i> spp., <i>Xiphias gladius</i> , <i>Thunnus</i> , <i>Euthynnus</i> , <i>Katsuwonus pelamis</i> .	1,0

**ТАБЛИЦА 4. МАКСИМАЛЬНЫЕ ДОПУСТИМЫЕ УРОВНИ ПХД В ПРОДУКТАХ ПИТАНИЯ (РЕГЛАМЕНТ ЕВРОКОМИССИИ №1881/2006).**

Продукты питания	Максимальное допустимое содержание	
	Сумма диоксиноподобных ПХД (ВОЗ-ПХДД/ Ф-ПХД- КТЭ)	Сумма ПХД28, ПХД52, ПХД101, ПХД138, ПХД153 и ПХД180 (ICES-6 (Международный совет по исследованию моря))
Мышечная ткань и рыбные продукты из дикорастущих рыб, пойманных в пресной воде, за исключением диатомных видов рыб, пойманных в пресной воде	6,5 нг/г сырого веса	125 нг/г сырого веса
Мышечная ткань и рыбные продукты, кроме: - европейского угря, пойманного в дикой природе - мышечная ткань и рыбные продукты из дикорастущих рыб, пойманных в пресной воде, за исключением диатомных видов рыб, пойманных в пресной воде - рыбная печень и субпродукты, полученные из печени - жир морских животных	6,5 нг/г сырого веса	75 нг/г сырого веса
Куриные яйца и яичные продукты	5,0 нг/г жира	40 нг/г жира

Прим.: детальные спецификации по загрязнителям в продуктах питания даны в Регламенте Еврокомиссии №1881/2006.

**ТАБЛИЦА 5. МАКСИМАЛЬНЫЕ ДОПУСТИМЫЕ ОСТАТОЧНЫЕ УРОВНИ СОДЕРЖАНИЯ (MRL) ПЕСТИЦИДОВ В ТОВАРАХ (РЕГЛАМЕНТ ЕС №396/2005).**

Товар	Максимальные допустимые остаточные уровни содержания (MRL)			
	ДДТ (сумма 2,4-ДДТ, 4,4-ДДТ, ДДЭ (дихлордифенилдиоксипропан, 4,4-DDE) и ДДД (дихлордифенилдиоксипропан, 4,4-DDD) выраженная как ДДТ)	альфа - ГХЦГ	бета - ГХЦГ	гамма – ГХЦГ
Яйца	0,05 мг/кг	0,02 мг/кг	0,01 мг/кг	0,01 мг/кг
Мясо млекопитающих (за исключением морских млекопитающих)	5,0 мг/кг	0,1 мг/кг		

## 5.2. Оценка уровней содержания загрязняющих веществ

Было отобрано 3 пробы донных отложений из Самаркандского водохранилища (2 пробы на левом берегу ниже площадки завода «Карбид» рядом со сбросом сточных вод в водохранилище, и одна проба на правом берегу в северной части водохранилища в «японском заливе» напротив зданий завода) и 2 пробы донных отложений из р.Нура под автодорожным мостом, соединяю-

щим две части города **Темиртау**. Содержание Hg во всех пробах, отобранных на этой площади оказалось ниже критериев очистки. В одной пробе из Самаркандского водохранилища («японский залив») обнаружены высокие концентрации ПХД (34,9 мг/кг по сумме ПХД 28, 52, 101, 138, 153, 180), превышающие предельные уровни загрязнения почв для непромышленных площадей более чем в 100 раз.

Было отобрано 9 проб донных отложений, почв и золы из шлапонакопителя завода «Карбид» и 3 пробы донных отложений и почв на прилегающих территориях. Проведенный анализ не показал признаков значительного загрязнения этой территории.

Было отобрано 5 проб донных отложений, 2 пробы почв, одна проба воды и 2 сборные пробы яиц из местных хозяйств и дач в пос. **Чкалово**, первом поселке вниз по течению от г. Темиртау. Рядом с пос. Чкалово расположены два сброса сточных вод, вероятно от завода «Карбид», стоки которых попадают в р. Нура. Концентрация Hg в 3 пробах донных отложений у обоих сбросов (11,8 мг/кг, 17,8 мг/кг и 10,1 мг/кг) превышает критерий очистки. Повышенная концентрация Hg была обнаружена в пробах почвы (1,60 мг/кг и 1,24 мг/кг), отобранных на границе поселка. Максимальные допустимые уровни ПХД в продуктах питания (Регламент Еврокомиссии № 1881/2006) превышены в пробах яиц, полученных от местных жителей.

Самая высокая концентрация Hg обнаружена в пробе, отобранной рядом с «**Красными Скалами**», — местности, которая представляет собой скалистую площадку на границе г. Темиртау, возле автотрассы. Одна проба донных отложений взята там на открытой местности рядом с автодорожным мостом и еще одна проба почвы была отобрана под мостом из отвала вынутаго аллювиального грунта. Содержание Hg в донных отложениях составило 178 мг/кг. Данное значение превышает критерий очистки почти в 18 раз. В данной пробе также обнаружены высокие концентрации ПХД (29,6 мг/кг по сумме ПХД 28, 52, 101, 138, 153, 180), что превышает предельные уровни загрязнения почв для непромышленных площадей более чем в 100 раз.

В пос. **Самарканд** была отобрана одна проба донных отложений, одна проба почвы и сборная проба яиц. Критерий очистки превышен в пробе донных отложений (10,8 мг/кг), отобранной рядом с песчаными пляжами и отмелями.

Ряд результатов подтверждающих оставшееся загрязнение ртутью обнаружен в донных отложениях, опробованных рядом с с. **Гагаринское**. Концентрации ртути 70,8 мг/кг и 80,0 мг/кг обнаружены в двух из трех проб донных отложений, отобранных на указанной территории. Содержание Hg в одной пробе почвы было ниже уровня обнаружения.

В пробе донных отложений, отобранной рядом с мостом рядом с пос. **Тегишбол**, обнаружено содержание Hg 2,19 мг/кг, критерий очистки не превышен.

Повышенные концентрации Hg были обнаружены в двух пробах донных отложений, отобранных на границе пос. **Ростовка** (макс. 5,26 мг/кг). В одной пробе также обнаружены высокие концентрации ПХД (4,99 мг/кг по сумме ПХД 28, 52, 101, 138, 153, 180), что превышает предельные уровни загрязнения почв для непромышленных районов в 22 раза. Максимальные допустимые уровни для ПХД в продуктах питания (Регламент Еврокомиссии № 1881/2006) превышены в яйцах из местного хозяйства расположенного на южной оконечности поселка, рядом с автодорогой в пос. Кызылжар, недалеко от реки.

Одна проба донных отложений с относительно низкой концентрацией Hg (0,15 мг/кг) была отобрана рядом с пос. **Кызылжар**, расположенным рядом с руслом Нуры, рядом с водохранилищем Интумак.

Две пробы донных отложений отобраны в верхней части водохранилища **Интумак** ниже места впадения в него р. Нуры. В них обнаружены повышенные уровни содержания Hg (макс. 1,99 мг/кг). Пять проб рыбы было собрано у местных рыбаков в верхней части водохранилища. Были взяты пробы следующих видов рыб: карась обыкновенный (*Carassus carassus*), окунь (*Perca fluviatilis*) и плотва (*Rutilus rutilus*). Максимальные допустимые уровни Hg в продуктах питания (Регламент ЕС № 1881/2006) превышены в плотве и в окуне (в окуне почти в 3 раза). Референсная [безопасная] доза RfD для метилртути (US EPA, 823-R-01-001a) значительно превышена при условии усредненного потребления [рыбы с такими концентрациями метилртути], как у опробованной рыбы.

Обнаруженные концентрации ХОП в почвах и донных отложениях были ниже международных допустимых уровней загрязнения (региональные допустимые уровни содержания химических веществ (RSL, US EPA)), и также ниже казахстанских санитарно-гигиенических требований для почв. Концентрации ХОП, обнаруженные в пробах рыбы и яиц, находятся ниже международных максимально допустимых остаточных уровней содержания (Регламент Еврокомиссии № 396/2005).

Концентрации других тяжелых металлов (Cd, Cu, Cr, Zn и As) не превышали международных предельных уровней загрязнения. Повышенная концентрация

Pb, немного превышающая казахстанские санитарно-гигиенические нормативы для почв, обнаружена в одной пробе почвы, взятой рядом с Чкалово.

### 5.3. Оценка рисков для здоровья человека

Оценка рисков для здоровья человека проводится на основании гипотезы, что при определенных условиях существует риск нанесения вреда здоровью человека, степень которого оценивается от нуля до максимума, в зависимости от вида деятельности, а также местоположения и состояния окружающей среды. Нулевая степень риска невозможна в реальной жизни; однако, такие риски для здоровья человека и окружающей среды должны быть минимизированы до допустимого уровня. Для определения рисков необходимо уточнить основные пути переноса, и затем установить возможные сценарии случаев воздействия вредных веществ на потенциально угрожаемых реципиентов. Существует два подхода для оценки дозовых эффектов — для веществ с пороговым воздействием (не канцерогенные вещества) и для веществ с беспороговым воздействием (канцерогенные вещества).<sup>1</sup> [пороговые и беспороговые вещества].

Принято, что при воздействии неканцерогенных веществ срабатывают восстановительные процессы организма, могущие успешно справиться с последствиями воздействия токсичных веществ, но только до определенной дозы, затем последствия становятся видимыми. При пороговом значении, называемом NOAEL (уровень, при котором не наблюдается неблагоприятных последствий, *Eng. No Observed Adverse Effect Level*), существует такое воздействие, при котором не наблюдается негативных последствий для здоровья человека. Также может быть использована величина LOAEL (минимальный уровень, при котором наблюдаются неблагоприятные последствия, *Eng. Lowest Observed Adverse Effect Level*). Она соответствует минимальным дозам, при которых наблюдается негативные последствия для здоровья. ADI (допустимая ежедневная доза, *Eng. Acceptable Daily Intake*) или референсная [безопасная] доза (RfD) устанавливается с использованием значений NOAEL или LOAEL и соответствующих коэффициентов неопределенности UF (*Eng. Uncertainty Factors*) или поправочных

коэффициентов MF (*Eng. Modifying Factors*). Эти коэффициенты компенсируют все неопределенности или изменчивости при определении значений NOAEL и LOAEL. Результаты расчетов (ADI или RfD) обычно гораздо ниже значений NOAEL или LOAEL, и представляют собой оценку ежедневного воздействия вещества на [исследуемую] популяцию людей (в т.ч. на чувствительные группы населения), не вызывающего, вероятнее всего, риск появления неблагоприятных последствий на здоровье человека даже [если воздействие] продолжается на протяжении всей жизни (US EPA, 2015b). Для канцерогенных веществ предполагается, что нет такой дозы, которая не вызывала бы изменений на клеточном уровне, и следовательно, не приводило бы к возникновению злокачественного заболевания. Для оценки соотношения «доза-эффект» используется параметр SF (коэффициент уклона кривой, *Eng. Slope Factor*), показывающий возможное максимальное значение вероятности возникновения злокачественного заболевания на единицу средней пожизненной ежедневной дозы (IARC, 2015).

Для расчетов риска воздействия веществ с неканцерогенными эффектами полученная и поглощенная доза сравнивается с токсикологически приемлемым поглощением [дозой] вещества (т.е. RfD). Уровень риска представлен коэффициентом опасности HQ (*Eng. Hazard Quotient*). Расчеты выполняются в соответствии со следующей формулой:

$$HQ = \frac{E}{RfD}$$

где,

E — средняя ежедневная доза (*Eng. Average Daily Dose, ADD*) или пожизненная средняя ежедневная доза (*Eng. Lifetime Average Daily Dose, LADD*), соответственно — хроническое ежедневное поглощение (*Eng. Chronic Daily Intake, CDI*), мг/кг в сут.;

RfD — референсная [безопасная] доза, мг/кг в сут.

Для расчетов для веществ с канцерогенными эффектами используется параметр ELCR (*Eng. Excess Lifetime Cancer Risk*) — избыточный риск развития ракового заболевания (безразмерный показатель, соответствующий вероятности развития рака при пожизненном воздействии), который может быть описан следующими формулами:

<sup>1</sup> Примечание — Так называемые «пороговые» и «непороговые» вещества.

$$ECLDR = CDI \times SF$$

$$ECLDR = LADD \times SF$$

где,

CDI — параметр хронического ежедневного поглощения,

LADD — пожизненная средняя ежедневная доза (*Eng. Lifetime Average Daily Dose*) при продолжительности жизни 70 лет, мг/кг в сут.;

SF — коэффициент [уклона] кривой, мг/кг в сут.

**ТАБЛИЦА 6: КЛАССИФИКАЦИЯ ВЕЩЕСТВ ПО ДАННЫМ МЕЖДУНАРОДНОГО АГЕНТСТВА ПО ИЗУЧЕНИЮ РАКА (IARC).**

Группа 1	Канцерогенные для человека
Группа 2A	Возможно канцерогенные для человека
Группа 2B	Возможно канцерогенные для человека
Группа 3	Не классифицируемые по их канцерогенности для человека
Группа 4	Возможно неканцерогенные для человека

Пробы, в которых допустимые уровни загрязнения (для «других районов», согласно US EPA) были превышены, использовались для проведения оценки рисков для здоровья человека. В данных пробах были обнаружены высокие уровни As и Pb, и для этих тяжелых металлов были рассчитаны соответствующие риски.

Международное агентство по изучению рака (IARC) определяет ртуть и неорганические ртутные соединения как Группу 3 — «не классифируемые по их канцерогенности для человека», метилртутные соединения как Группу 2B — «возможно канцерогенные для человека», ПХД и диоксиноподобные ПХД с КТЭ по ВОЗ (ПХД 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189) как Группу 1 — «канцерогенные для человека».

#### 5.4. Модель программы RISC

Программа учета рисков для ликвидации последствий загрязнения (RISC) — это компьютерная программа, разработанная для проведения оценки рисков для здоровья человека в загрязненных районах. Программа может суммарно учитывать до четырнадцати путей воздействия вредных веществ и рассчитывать риски, ассоциированные с ними, как канцерогенные так и неканцерогенные.

Если канцерогенный риск  $<10^{-6}$ , считается, что значимые негативные эффекты для здоровья отсутствуют. Если значение риска находится между  $10^{-6}$  и  $10^{-4}$ , неблагоприятные эффекты могут проявиться в будущем и таким образом, данные риски необходимо учесть. И, наконец, если значение  $>10^{-4}$ , риск является неприемлемым и должны быть приняты серьезные немедленные меры [по уменьшению риска]. При значении коэффициента опасности (*Eng. hazard quotient*)  $HQ < 1$  считается, что негативные эффекты для здоровья отсутствуют, тогда как, при значении  $HQ > 1$  считается, что существуют негативные эффекты для здоровья. Требуется проведение дополнительных исследований для определения токсических угроз.

**ТАБЛИЦА 7. РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТОВ РИСКОВ ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ЧЕЛОВЕКА, АССОЦИИРОВАННЫХ С РТУТЬЮ, ПРОВЕДЕННЫЕ ДЛЯ НЕКОТОРЫХ ПРОБ И ВЫРАЖЕННЫЕ В ЕДИНИЦАХ КОЭФФИЦИЕНТА ОПАСНОСТИ HQ.**

Населенный пункт	Проба	Концентрация в почве(мг/кг)	Путь воздействия			Итого
			Заглатывание почвы	Контакт кожного покрова с почвой	Употребление в пищу овощей	
Чкалово	NUR SED 6	11,8	8,4E-02	1,7E-02	3,5E+00	3,6E+00
	NUR SED 7	10,1	7,2E-02	1,4E-02	3,0E+00	3,1E+00
	NUR SED 6. - HIST	17,0	1,2E-01	2,4E-02	5,1E+00	5,2E+00
Дачный массив у «Красных Скал»	NUR SED 5	178	1,3E+00	2,5E-01	5,3E+01	5,5E+01
Самарканд	NUR SED 1	10,8	7,7E-02	1,5E-02	3,2E+00	3,3E+00
Гагаринское	NUR SED 2	70,8	5,0E-01	9,9E-02	2,1E+01	2,2E+01
	NUR SED 3	4,03	2,9E-02	5,6E-03	1,2E+00	1,2E+00
	NUR SED 4	80,0	5,7E-01	1,1E-01	2,4E+01	2,5E+01
Тегисжол	NUR 24/3	2,19	1,6E-02	3,1E-03	6,6E-01	6,8E-01
Ростовка	NUR 24/1	2,17	1,5E-02	3,0E-03	6,5E-01	6,7E-01
	NUR 24/2	5,26	3,7E-02	7,4E-03	1,6E+00	1,6E+00

**ТАБЛИЦА 8. РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТОВ РИСКОВ ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ЧЕЛОВЕКА, АССОЦИИРОВАННЫХ С ДИОКСИНОПОДОБНЫМИ ПХД С КТЭ ПО ВОЗ, ПРОВЕДЕННЫЕ ДЛЯ НЕКОТОРЫХ ПРОБ И ВЫРАЖЕННЫЕ В ВЕЛИЧИНАХ КАНЦЕРОГЕННОГО РИСКА.**

Населенный пункт	Проба	Концентрация в почве (мг/кг)	Путь воздействия			Итого
			Заглатывание почвы	Контакт кожного покрова с почвой	Употребление в пищу овощей	
Чкалово	NUR SED 6	5987,76	2,2E-06	6,0E-07	1,2E-06	4,0E-06
Дачный массив у «Красных Скал»	NUR SED 5	3157,64	1,2E-06	3,2E-07	6,6E-07	2,1E-06

**ТАБЛИЦА 9. РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТОВ РИСКОВ ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ЧЕЛОВЕКА, АССОЦИИРОВАННЫХ С ПХД, ПРОВЕДЕННЫЕ ДЛЯ НЕКОТОРЫХ ПРОБ И ВЫРАЖЕННЫЕ В ЕДИНИЦАХ КОЭФФИЦИЕНТА ОПАСНОСТИ HQ.**

Населенный пункт	Проба	Концентрация в почве(мкг/кг)	Путь воздействия			Итого
			Заглатывание почвы	Контакт кожного покрова с почвой	Употребление в пищу овощей	
Темиртау	NUR-24/8	34920,4	3,7E+00	1,0E+00	2,1E+00	6,9E+00
Чкалово	NUR SED 6	6000,21	6,4E-01	1,8E-01	3,6E-01	1,2E+00
Дачный массив у «Красных Скал»	NUR SED 5	32778,74	3,5E+00	9,6E-01	2,0E+00	6,5E+00
Ростовка	NUR-24/2	4986,6	5,3E-01	1,5E-01	3,0E-01	9,8E-01

Результаты рассчитаны на основании стандартных расчетных коэффициентов, определенных в программе RISC. Результаты относятся к усредненной популяции. Риски учтены и от прямого контакта с почвой или донными отложениями, и от употребления в пищу овощей, выращенных на загрязненных территориях. Во время весеннего половодья загрязненные донные отложения могут быть разнесены по сельскохозяйственным землям. В случае с наиболее

загрязненной пробой из с. **Гагаринское**, коэффициент HQ при употреблении в пищу овощей, выращенных на данной территории, превысил установленное пороговое значение более чем в 50 раз. Порог для коэффициента HQ также был превышен для ПХД в некоторых пробах донных отложений из **Темиртау, Чкалово и дачного массива у Красных Скал**.



# 6. ВЫВОДЫ

В целом, загрязнение Hg до сих пор присутствует в некоторых местах, где концентрация Hg превышает установленные пределы. Наиболее загрязненные пробы донных отложений были отобраны на открытой местности рядом с дачным массивом у «Красных Скал» (178 мг/кг) и рядом с с. Гагаринское (80 мг/кг и 70,8 мг/кг). Данные концентрации Hg значительно превышают и международные уровни загрязнения для непромышленных районов (10 мг/кг) и локальные критерии, установленные в проекте по очистке р. Нуры. Высокие концентрации Hg в донных отложениях и почвах являются для местных жителей неприемлемыми рисками. Частично, эти риски являются результатом прямого контакта жителей с почвой или донными отложениями, но основной риск вызван принятием в пищу сельскохозяйственных культур, выращенных на загрязненных местах. Более того, обнаружено, что ртуть в донных отложениях трансформируется в более токсичную форму — метилртуть. Долгосрочные негативные эффекты для здоровья могут быть усилены из-за потребления местной рыбы, в которой аккумулируется ртуть и метилртуть. Максимальные уровни содержания Hg в продуктах питания превышены почти в три раза в одной пробе рыбы из водохранилища Интумак. Референсная [безопасная] доза RfD по метилртути также значительно превышена при условии усредненного потребления рыбы из водохранилища Интумак.

Отмечено значительное снижение<sup>2</sup> средней и наивысшей измеренной концентрации ртути на исследованной территории благодаря реализации проекта

по очистке р. Нуры. Однако при таком масштабном проекте необходимо уделять особое внимание дальнейшим исследовательским работам и длительному мониторингу после очистных работ, который может обнаружить оставшиеся или необнаруженные участки с повышенной концентрацией ртути, что потребует проведения дополнительных мер по очистке.

Высокие концентрации ПХД были определены в пробах донных отложений и яиц, отобранных в нескольких местоположениях. Предельные уровни загрязнения почв для непромышленных районов были превышены более чем в 100 раз в случае наиболее загрязненных проб. Обнаружено присутствие ПХД в пищевой цепочке, — они были обнаружены в рыбе, пойманной в водохранилище Интумак. Концентрация ПХД в яйцах, взятых в пос. Чкалово и Ростовка превысила максимальные уровни ПХД для продуктов питания. Обнаруженные концентрации ХОП в почвах и донных отложениях находятся ниже предельных уровней загрязнения, а — концентрации ХОП, обнаруженные в биологических пробах, находятся ниже международных предельных уровней остаточного содержания пестицидов в продуктах питания.

Необходимо проведение дополнительных исследовательских работ в основном для измерения уровней загрязнения и площади распространения оставшегося ртутного загрязнения для проведения дополнительных мероприятий по очистке.

<sup>2</sup> По сравнению с опубликованными допроектными уровнями загрязнения

# 7. ЛИТЕРАТУРА

- » Abdullah, R. et al. (2013). Implementation completion and results report (IBRD-46930) on a loan in the amount of US\$40.39 million to the government of Kazakhstan for the Nura River Clean-up Project. Sustainable Development Department, Kazakhstan, Country Unit, Europe and Central Asia Region. Document of The World Bank, June 2013.
- » Arnika, EcoMuseum and CINEST (2015). Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Monitoring Reports. Prague-Karaganda, Arnika — Toxics and Waste Programme.
- » Berg M.V. et al. (2006). Review: The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds, TOXICOLOGICAL SCIENCES 93(2), 223–241 (2006)
- » CODEX PESTICIDES RESIDUES IN FOOD ONLINE DATABASE (2013). Codex Maximum Residue Limits for Pesticides and Extraneous Maximum Residue Limits adopted by the Codex Alimentarius Commission up to and including its 36th Session; July 2013. Available on: <http://www.codexalimentarius.net/pestres/data/pesticides/index.html>
- » ČSN (1997). ČSN ISO 5667–12 (757051) Jakost vod — Odběr vzorků — Část 12: Pokyny pro odběr vzorků dnových sedimentů, 1997
- » EC (2015). EU Pesticides database, Available on: [http://ec.europa.eu/sanco\\_pesticides/public/index.cfm?event=pesticide.residue.selection&language=EN](http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/index.cfm?event=pesticide.residue.selection&language=EN)
- » ППК (Правительство Республики Казахстан), (2012). Об утверждении Санитарных правил «Санитарно-эпидемиологические требования к атмосферному воздуху в городских и сельских населенных пунктах, почвам и их безопасности, содержанию территорий городских и сельских населенных пунктов, условиям работы с источниками физических факторов, оказывающих воздействие на человека». 2012 Правительство Республики Казахстан.
- » Heaven, S., et al. (2000 a). Mercury in the River Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: I. River sediments and water. Science of the Total environment, 2000. 260(1): p. 35–44
- » Heaven, S., et al. (2000 b). Mercury in the River Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: II. Floodplain soils and riverbank silt deposits. The Science of the Total Environment 260 (2000) 45–55
- » Hsiao, H.W., et al. (2010). Burdens of mercury in residents of Temirtau, Kazakhstan II: Verification of methodologies for estimating human exposure to high levels of Hg pollution in the environment. Science of the Total Environment 408 (2010) 4033–4044
- » Plyushchenko, M., et al. (2002). Study of surface water mercury contamination in river Nura (2001–2002). 2002
- » Plyushchenko, M., et al. (2005). Influence of Fly Ash of KarGRES-1 on decrease of risk posed by mercury pollution of the Nura River. 2005.
- » IARC (2015). Monographs on Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. [online] Francie [cit. 2015–02–25]. International Agency for Research on Cancer (IARC). Available on: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/>
- » МЗ и МООС (2004). Совместный приказ Министра здравоохранения Республики Казахстан и Министра охраны окружающей среды Республики Казахстан “Об утверждении Нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ, вредных микроорганизмов и других биологических веществ, загрязняющих почву”. 2004: Правительство Республики Казахстан.

- » MZ (2000). Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů
- » MZe (2009). Vyhláška č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě, Ministerstvo zemědělství, 2009
- » MZP (1996) Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí. Kritéria znečištění zemin, podzemní vody a půdního vzduchu ze dne 31.července 1996
- » MZP (2014). Věstník Ministerstva životního prostředí. Metodický pokyn MŽP Indikátory znečištění. Ročník XIV, částka 1, 2014. [online] [cit. 2015-03-31]. Available on: <http://www.ippc.cz/dokumenty/DF0545>
- » NAŘÍZENÍ EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY (ES) no. 396/2005 ze dne 23. února 2005 o maximálních limitech reziduí pesticidů v potravinách a krmivech rostlinného a živočišného původu a na jejich povrchu a o změně směrnice Rady 91/414/EHS
- » NAŘÍZENÍ KOMISE (ES) no. 1881/2006 ze dne 19. prosince 2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách, Úřední věstník Evropské unie, L 364/5, 20.12.2006
- » Regulation (EC) No 1272/2008 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006
- » Šír, M. (2015). Results of environmental sampling in Kazakhstan: mercury, methylmercury, PCBs and OCPs contamination of the River Nura (Final report). Contaminated sites and their management. Case studies: Kazakhstan and Armenia. J. Petrlík. Prague-Karaganda, Arnika – Toxics and Waste Programme.
- » Ullrich, S.M., et al., (2007). Mercury distribution and transport in a contaminated river system in Kazakhstan and associated impacts on aquatic biota. Applied Geochemistry, 2007. 22(12): p. 2706–2734.
- » US EPA (2001). EPA-823-R-01-001. Water Quality Criterion for the Protection of Human Health: Methylmercury, January 2001
- » US EPA (2015a). Regional Screening Levels. [online] [cit. 2015-03-05]. Available on: [http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration\\_table/Generic\\_Tables/docs/params\\_sl\\_table\\_run\\_JAN2015.pdf](http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/Generic_Tables/docs/params_sl_table_run_JAN2015.pdf)
- » US EPA (2015b). Human Health: Exposure Assessment [online] [cit. 2015-04-15]. Available on: [http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/human\\_health\\_exposure.html](http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/human_health_exposure.html)

# **Выявление и регулирование участков, загрязненных ртутью, ПХД и диоксинами в Казахстане:**

Вовлечение гражданского общества с целью достижения совокупного результата

## **Отчет составлен Ли Белл**

(бакалавр и магистр в области охраны окружающей среды)

Апрель 2015

Контракт в рамках проекта: «Расширение прав и возможностей гражданского общества по улучшению химической безопасности в РК», а также рабочих групп IPEN по диоксидам, ПХД и промышленным отходам



# 1. ВВЕДЕНИЕ

Этот отчет является частью более широкого проекта, реализуемого в рамках Программы по токсичным веществам и отходам ОО «Арника» (Чехия) в сотрудничестве с Карагандинским ЭкоМузеем и Центром по внедрению новых, экологически безопасных технологий (Казахстан) под названием «Расширение прав и возможностей гражданского общества по улучшению химической безопасности в РК». В отчете приводятся руководящие указания о выявлении и регулировании участков, загрязненных токсичными химическими веществами в Казахстане, в частности, участками, загрязненными ртутью. Этот документ может также служить в качестве основы для дальнейшего обсуждения между общественными организациями и правительственными учреждениями Казахстана дополнительных шагов, необходимых для управления участками, загрязненными ртутью и некоторыми стойкими органическими загрязнителями (СОЗ).

Загрязненные участки возникают в результате некоторых видов антропогенной деятельности, включая производственную деятельность, добычу полезных ископаемых и утилизацию отходов. Основной вопрос в решении проблемы загрязненных участков связан с потенциальной угрозой для здоровья человека и окружающей среды, исходящей от загрязняющих веществ. Участки могут быть загрязнены одним веществом или весьма сложной смесью химических веществ и металлов, в зависимости от источника загрязнения.

Предметом отчета являются участки, загрязненные ртутью, однако в отчете также обсуждаются диоксины<sup>1</sup> и фураны (ПХДД/ПХДФ), а также диоксинподобные ПХД<sup>2</sup> (ДП ПХД), которые присутствуют на некоторых загрязненных участках в Казахстане.

## 1.1 Основная информация о ртути и загрязненных участках

Токсичные свойства элементарной ртути давно известны, и в последние десятилетия значимость проблемы загрязнения ртутью в глобальном масштабе стала очевидной. Загрязнение атмосферы, океанов, озер и рек ртутью привело к негативному воздействию на пищевую цепочку и широкомасштабному загрязнению рыбных ресурсов — ключевого источника белка для значительной части населения мира. В водной среде неорганическая метилированная ртуть преобразуется в высокотоксичную органическую метилртуть благодаря бактериям.

---

<sup>1</sup> Полихлорированные дифенилы (ПХД) являются стойкими органическими загрязнителями (СОЗ) запрещенными к производству и использованию по Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях. ПХД больше не производятся, но сохраняются в окружающей среде из-за исторических загрязнений и выбросов. Известно, что они вызывают рак, а также множество других неблагоприятных последствий для здоровья: действуют на иммунную, репродуктивную, нервную и эндокринную системы.

Метилртуть проходит процесс биоаккумуляции и биомагнификации в водных организмах, достигая высоких концентраций в организме основных хищников, таких как акулы, тунец и рыба-меч. В свою очередь, потребление человеком рыбы может привести к накоплению токсичного уровня ртути в тканях тела.

Воздействие ртути при высокой концентрации может повредить мозг, сердце, почки, легкие, иммунную систему людей всех возрастов. Высокие уровни метилртути в крови младенцев в утробе матери и маленьких детей могут нанести вред развивающейся нервной системе (EPA США 2014), что ухудшает способности ребенка к мышлению и обучению, а также потенциально снижает IQ.

Участки, загрязненные ртутью, являются серьезным источником антропогенного загрязнения ртутью, благодаря физическим свойствам ртути, которые позволяют ей войти в парообразную фазу при комнатной температуре (при давлении пара при комнатной температуре 0,002 мм рт.ст.) и испариться в атмосферу, где ртуть может вместе с осадками попадать в водную среду вдали от источника (Рим, 1992). Ртуть из загрязненных участков может также повлиять на местную окружающую среду, так как дождь смывает ртуть в водотоки и способствует инфильтрации в систему подземных вод, откуда в конечном итоге ртуть попадает в водную среду, где происходит метилирование. Загрязненные участки могут представлять серьезную опасность для здоровья местного населения в виде прямого вдыхания паров и загрязненной пыли, воздействия на кожу и загрязнения источников питания.

Глобальное признание серьезности проблемы загрязнения ртутью повлекло недавнее принятие Минаматской конвенции по ртути<sup>3</sup>, которая была открыта для подписания в октябре 2013 года. Это международный юридический документ или договор, предназначенный для защиты здоровья человека и окружающей среды от антропогенных выбросов и выбросов ртути и ртутных соединений. В настоящее время Конвенция была подписана 128-ю странами и ратифицирована 12-ю. Минаматская конвенция вступит в силу через 90 дней после того, как будет ратифицирована 50-ю странами. Казахстаном еще не была подписана и ратифицирована Минаматская конвенция по ртути, которая бы обеспечила стране

доступ к международным ресурсам для более эффективного выявления и регулирования загрязнений ртутью. Кроме того, необходим диалог между общественными организациями и представителями государственной власти для выявления барьеров, стоящих на пути подписания договора, и преимуществ ратификации.

Минаматская конвенция требует постепенного прекращения производства многих продуктов, содержащих ртуть, предусматривает ограничения на торговлю и поставку ртути и устанавливает общие принципы по уменьшению или ликвидации отходов и выбросов ртути в ходе производственных процессов и горнодобывающей промышленности. В Договоре рассматриваются различные элементы участков, загрязненных ртутью, в соответствии со Статьей 11 (Ртутные отходы) и Статьей 12 (Загрязненные участки).

Другой международный договор, Базельская конвенция о контроле за трансграничной перевозкой опасных отходов и их удалением (Базельская конвенция)<sup>4</sup>, также описывает руководящие принципы регулирования загрязненных ртутью участков и отходов. Базельская конвенция вступила в силу в 1992 году с целью защиты здоровья человека и окружающей среды от неблагоприятного воздействия опасных отходов. В Базельской конвенции приводятся дополнительные технические принципы по регулированию ртутных отходов и загрязнений в виде сводного документа, который в настоящее время пересматривается (Базельская конвенция, 2012). Пятая редакция технических руководящих принципов Базельской конвенции по регулированию ртутных отходов будет рассмотрена на совещании Конференции Сторон в 2015 году. В случае принятия на Конференции, последняя редакция будет содержать более подробное техническое руководство по регулированию ртутных отходов и загрязненных участков, которые связаны со статьями Минаматской конвенцией по ртути. Обновления и последние редакции руководящих принципов доступны для ознакомления на веб-сайте Базельской конвенции<sup>5</sup>.

Хотя эти договоры служат для повышения осведомленности об участках, загрязненных ртутью, и возможных последствиях, они не содержат юридически

4 <http://www.basel.int/TheConvention/Overview/tabid/1271/Default.aspx>

5 <http://www.basel.int/Implementation/TechnicalMatters/DevelopmentofTechnicalGuidelines/MercuryWaste/tabid/2380/Default.aspx>

3 Более подробную информацию можно найти на сайте UNEP <http://www.mercuryconvention.org/>

обязывающих требований к восстановлению (очистке) загрязненных ртутью участков, а также не указывают, кто несет ответственность за такие мероприятия. Обычно, заинтересованными в выявлении, оценке и восстановлении выступают правительства государств в контексте местного законодательства и регулирования. Тем не менее, другие заинтересованные стороны могут сыграть не менее важные роли в этом процессе, в частности, НПО, общественные организации и местное население, пострадавшие от загрязненных участков. Эти группы могут играть активную роль в процессе выявления и картирования участков, отбора проб и анализа (под наблюдением квалифицированных органов и с применением соответствующих защитных мер) и разработки вариантов восстановления и условий землепользования после восстановительных работ. На более широком уровне общественные организации и НПО могут повысить осведомленность общественности об источниках и последствиях загрязнения ртутью и способах его снижения.

В этом документе также приводятся принципы решения проблем загрязненных участков, которые могут быть реализованы независимо от национального контекста. Сюда входит ряд предложений о том, как можно разработать стратегию, законодательство и методы регулирования загрязненных участков с учетом местных условий, включая ограниченные ресурсы и культурное разнообразие. Принимая во внимание различные точки зрения на юридические, нормативные и финансовые аспекты, связанные с загрязненными ртутью участками, принципы, указанные в этом документе, относят к числу первоочередных задач охраны здоровья человека и экологической целостности от последствий антропогенного загрязнения ртутью, возникающего вследствие загрязненных участков.

## 1.2 Минаматская конвенция и загрязненные участки

В Минаматской конвенции по ртути определены мероприятия, которые могут предпринять участники Конвенции для решения проблемы загрязненных участков и сбора информации для повышения осведомленности общественности о последствиях для здоровья человека и окружающей среды. Казахстан еще не подписал конвенцию, поэтому необходимо продолжить подготовительные меры на национальном уровне. Вместе с тем, методические руководства, такие

как этот документ, могут помочь в наращивании потенциала сообщества, НПО и представителей правительства в вопросе загрязненных ртутью и СОЗ участков на территории Республики Казахстан.

В Статье 12 Минаматской конвенции по ртути говорится, что «каждая Страна прилагает усилия для разработки надлежащих стратегий по выявлению и оценке участков, загрязненных ртутью или ртутными соединениями, и любые действия по снижению рисков, которые представляют собой такие участки, осуществляются экологически безопасным способом». Хотя Казахстан еще не подписал Конвенцию, национальные природоохранные органы могут извлечь выгоду из принятия предлагаемых в Конвенции подходов к оценке загрязненных ртутью участков.

На данный момент участниками Конвенции еще не были разработаны конкретные рекомендации по загрязненным участкам, но это не препятствует правительствам отдельных государств разрабатывать собственные общие принципы регулирования, стратегии и законодательные нормы в области оценки, выявления, снятия характеристик и восстановления загрязненных участков. По мере того, как Казахстан продвигается к ратификации Минаматской конвенции по ртути, важно иметь в виду конкретные положения Конвенции о загрязненных ртутью участках и необходимости привлечения общественности.

Хотя еще не выработаны конкретные, подробные рекомендации по регулированию загрязненных ртутью участков в рамках Конвенции, существует ряд предлагаемых мероприятий, которые включают:

- » выявление участков и снятие их характеристик;
- » привлечение общественности;
- » оценку рисков для здоровья человека и окружающей среды;
- » варианты регулирования рисков, обусловленных загрязненными участками;
- » оценку выгод и затрат;
- » аттестацию результатов.

Более того, участникам Конвенции рекомендовано разрабатывать стратегии и мероприятия для «*выявления, оценки, определения приоритетности, регулирования и, при необходимости, восстановления загрязненных участков*».



В Минаматской конвенции в основном рассматриваются участки, загрязненные ртутью и ее соединениями, но вышеуказанные процедуры могут быть применены к участкам с любой формой химического загрязнения, независимо от наличия или отсутствия загрязнения ртутью.

Другие статьи Конвенции, относящиеся к теме загрязненных участков:

Статья 11 — Ртутные отходы;

Статья 13 — Финансовые ресурсы и механизм финансирования;

Статья 14 — Создание потенциала, техническое содействие и передача технологии;

Статья 16 — Медико-санитарные аспекты;

Статья 17 — Обмен информацией;

Статья 18 — Информирование, повышение осведомленности и просвещение общественности;

Статья 19 — Научные исследования, разработки и мониторинг.

Согласно Статье 12 “Загрязненные участки”, Конференция Сторон принимает руководство по принципам регулирования загрязненных участков, которое может включать методы и подходы в отношении “Привлечения общественности” (ЮНЕП 2013).

Кроме того, в соответствии со Статьей 18 «Информирование, повышение осведомленности и просвещение общественности», каждая сторона должна предоставить общественности информацию о загрязнении ртутью, а также «результаты своей деятельности в области научных исследований, разработок

и мониторинга в соответствии со статьей 19». Стороны также обязаны обеспечивать образование, обучение и повышение осведомленности общественности о воздействии ртути на здоровье человека в сотрудничестве с соответствующими межправительственными и неправительственными организациями и уязвимыми группами населения.

Вовлечение общественности и расширение прав и возможностей гражданского общества путем межсекторального сотрудничества требует комплексного двухстороннего подхода между национальными и региональными мероприятиями по вовлечению общественности, а также конкретными мероприятиями с заинтересованными сторонами на местном уровне, с привязкой к определенным участкам. Каждый процесс должен снабжать информацией и адаптировать другие процессы. Тем не менее, для наиболее эффективного вовлечения общественности необходимо также принимать во внимание специфику культурного, социального и политического контекста.

Казахстану рекомендуется продолжить рассмотрение дальнейших шагов, необходимых для ратификации Конвенции. Это обеспечит государству дополнительный доступ к технической поддержке и передаче технологий (Статья 14) и финансовым ресурсам (Статья 13), которые могут использоваться для поддержки разработки кадастра ртути (и ртутных отходов), базы данных загрязненных участков и других важных сведений, необходимых для решения проблемы бытового загрязнения ртутью.

# 2. КАЗАХСТАН: ЭТАПЫ РАТИФИКАЦИИ МИНАМАТСКОЙ КОНВЕНЦИИ ПО РТУТИ

Для того, чтобы Казахстан мог ратифицировать Минаматскую конвенцию по ртути, государству требуется присоединиться к Конвенции. Обычно сторона сначала подписывает Конвенцию, а затем ратифицирует ее. Подписание не несет каких-либо юридических обязательств, а только формально подтверждает намерение стороны принять меры по реализации обязательств договора в будущем. Однако, подписание влечет обязательство о том, что в период между подписанием и ратификацией или согласием на обязательность, сторона будет воздерживаться от действий, которые лишали бы договор его объекта и цели. Предварительное подписание не требуется, если страна присоединяется к Конвенции. Присоединение является наиболее вероятным сценарием для Казахстана, так как Конвенция была открыта для подписания до 9 октября 2014 года. Присоединение имеет такую же силу, как и ратификация.

Главы государств, главы правительств или министры иностранных дел уполномочены подписывать или ратифицировать договор от имени государства без предъявления соответствующих полномочий.

- » Согласно Конвенции, государства могут выразить согласие на обязательность договора несколькими способами:
- » Ратификация (для стран)

- » Присоединение (для стран и региональных организаций экономической интеграции)
- » Официальное подтверждение (для региональных организаций экономической интеграции)

## 2.1. Международная ратификация

Страны имеют возможность выразить согласие быть связанными обязательствами по данной Конвенции путем подписания с последующей ратификацией. После ратификации на международном уровне, договор становится юридически обязательным для стран — участников (Минаматская конвенция вступит в силу через 90 дней после ратификации 50-ю государствами).

## 2.2. Ратификация на национальном уровне

Не стоит путать ратификацию на международном и национальном уровнях. На национальном уровне некоторым странам может потребоваться ратификация договора в соответствии с внутренними конституционными или юридическими положениями до принятия обязательств по договору на международном уровне. Например, в некоторых государствах, согласно конституции, парламент

должен рассмотреть условия Конвенции и вынести решение о ратификации до осуществления каких-либо международных действий, подразумевающих согласие государства быть связанным обязательствами по договору. Однако, ратификация только на национальном уровне недостаточно демонстрирует намерение государства принять юридические обязательства на международном уровне. Поэтому ратификация на международном уровне необходима, независимо от внутренних национальных процедур.

### 2.3. Присоединение

Государство или региональная организация экономической интеграции также могут выразить согласие на обязательность для себя Конвенции или Факультативного протокола через депонирование документа о присоединении у Генерального секретаря ООН. Присоединение имеет такую же юридическую силу, как ратификация. Однако, в отличие от ратификации, для которой согласно международному праву требуется предварительное подписание для принятия юридических обязательств, для присоединения требуется всего лишь одна процедура — депонирование документа о присоединении у Генерального секретаря ООН (2015).

### 2.4. Роль Парламента при ратификации

В разных странах парламент выполняет разную роль в процессе ратификации. В некоторых странах Парламентом рассматриваются мероприятия Правительства по ратификации договора. Когда договор представляют на рассмотрение Парламенту, проводятся анализ национальных интересов (АНИ) и оценка регуляторного воздействия (ОРВ), в ходе которых разъясняется, почему Правительство считает необходимым ратификацию и какое воздействие (положительное или негативное) предполагается после приведения национальных норм в соответствие с договором. АНИ включает следующую информацию:

- » Экономические, экологические, социальные и культурные последствия предлагаемого договора;
- » Обязательства, вытекающие из договора;
- » Реализация договора на национальном уровне;
- » Финансовые расходы, связанные с реализацией и с соблюдением условий договора;

- » Консультации, проведенные с государствами, участниками промышленного сектора, общественными группами и другими заинтересованными сторонами.

Комитет по договорам рассматривает АНИ и ОРВ и другие соответствующие материалы, затем публикует свой обзор в национальных печатных изданиях на своем сайте, приглашая лиц, заинтересованных в предлагаемом договоре, оставить свои комментарии. В Парламенте РК проводятся внутренние процедуры рассмотрения ратификации и ее последствий для государства. Выводы Парламента могут отличаться, но в большинстве случаев охватывают ряд вышеперечисленных вопросов.

Конвенция была открыта для подписания государствами и региональными организациями экономической интеграции в Кумамото, Япония, 10 и 11 октября 2013 года, и затем в Штаб квартире ООН в Нью-Йорке до 9 октября 2014. Несмотря на то, что Конвенция уже закрыта для подписания, все еще допускается присоединение к Конвенции через депонирование документа о присоединении в управлении по правовым вопросам Штаб квартиры ООН в Нью-Йорке.

Перед ратификацией Республике Казахстан необходимо пройти первоначальную оценку (ПО). Ключевым элементом в этом процессе является получение достоверной информации о высвобождениях ртути в атмосферу, воду и в отходы на национальном уровне. Результаты анализа такой информации важны для ПО.

### 2.5. Первоначальная оценка для Минаматской конвенции (ПО)

Для ратификации конвенции, Казахстану необходимо провести ПО. В рамках ПО каждая страна собирает информацию, необходимую для принятия решения о ратификации в дальнейшем. Благодаря ПО страна сможет:

- » уведомить Секретариат о том, что кустарная и мелкомасштабная добыча и обработка золота на ее территории выходит за рамки незначительной (согласно Статье 7),
- » разработать Национальный план реализации в соответствии со Статьей 20
- » разработать Национальный план мероприятий по снижению выбросов ртути в соответствии со Статьей 8
- » Первоначальная оценка для Минаматской конвенции включает следующие мероприятия:

- » оценка институционального потенциала и помощь в налаживании координационных механизмов;
- » определение пробелов в законодательной и политико-стратегической базе;
- » создание кадастра запасов, поставок и выбросов ртути, определение приоритетных выбросов и источников для принятия мер;
- » повышение осведомленности соответствующих заинтересованных групп;
- » обмен знаниями и извлеченными уроками (ЮНИТАР 2014)

При проведении ПО в Казахстане значительную роль могут сыграть процессы выявления и снятия характеристик участков, загрязненных ртутью, создания кадастра таких участков, повышения осведомленности общественности об их влиянии и оценки всех соответствующих норм и законодательных актов.

# 3. ВЫЯВЛЕНИЕ И ИЗУЧЕНИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ УЧАСТКА - ЧТО ТАКОЕ УЧАСТОК, ЗАГРЯЗНЕННЫЙ РТУТЬЮ?

При разработке точного определения участка, загрязненного ртутью, необходимо рассмотреть ключевые вопросы, включая определение понятия «участок», а также концентрацию и форму ртути, которые позволяют говорить о «загрязнении» в отличие от естественного уровня ртути.

В общем, участок, на котором почва, воздух, вода или отложения (или их комбинация) подвергаются воздействию элементарной ртути или ртутных отходов, должен, как минимум, *подозреваться* в загрязнении ртутью. Концентрация ртути в размере всего лишь 0.13 ppm в почве является допустимым лимитом для благополучия растений и микроорганизмов, находящихся в ней.

Уровни ртути в почве, которые являются основанием для более пристального изучения, также называются уровнями скрининга. Эти уровни варьируются в разных странах, но в основном находятся в одних пределах. Например, в Национальном руководстве Австралии (Национальный совет по охране окружающей среды, 1999) уровни скрининга для жилищной собственности составляют 10 ppm метилртути и 15 ppm элементарной ртути. Согласно нидерландским

нормам об уровне вмешательства, (Министерство жилищного строительства, территориального планирования и охраны окружающей среды Нидерландов, 2010) 10 ppm элементарной ртути является уровнем вмешательства, достаточным для проведения дальнейшей оценки участков с подозрением на загрязнение. Такие уровни скрининга используются при выявлении участков, загрязненных ртутью, чтобы определить необходимость регулирования, дальнейшего изучения и возможного восстановления участков. Для целей выявления загрязненных участков неправительственными организациями, участки, пробы с которых показали общее содержание ртути в 5–10 ppm, должны считаться подозреваемыми в загрязнении и подлежат дальнейшему изучению.

В этом процессе могут возникнуть трудности. На некоторых участках могут присутствовать естественные уровни ртути и ртутных соединений, превышающие уровень, опасный для здоровья человека и окружающей среды. Часто это происходит на участках, где проходили подготовительные работы по добыче ртути или идет добыча по причине естественной высокой концентрации ртути в грунте.

Во многих странах используется риск-ориентированный подход для определения и регулирования загрязненных участков с учетом природы участка (н-р, наземный, водный), контекста (н-р. город, сельскохозяйственная территория или пустынная зона) а также угрозы для «реципиентов», таких как люди, флора и фауна и экосистемные процессы. Такой подход помогает успешно определить приоритетные участки для восстановления с учетом ограниченных ресурсов. В основном, в первую очередь восстанавливаются участки, представляющие наибольший риск для здоровья людей и окружающей среды, а участки с меньшим риском — в последнюю. Однако, восстановление крупных, сложных, высокорискованных участков иногда все же откладывается на годы или десятилетия ввиду финансовых, юридических, политических препятствий, включая военные конфликты, несмотря на то, что такие участки являются приоритетными для восстановления.

### 3.1. Определение «участка»

Понятие участка не ограничивается наземными формами, такими как поля, леса или холмы. Участком может быть водная среда, например, потоки, реки, озера, болота, устья рек и заливы. В других случаях, участком может быть модифицированная форма ландшафта с наземными и водными элементами, например, рисовые поля, орошаемые поля и рыбоводные пруды. На разных участках, загрязненных ртутью, процессы выявления, снятия характеристик, регулирования и восстановления будут отличаться, в зависимости от участка, целевого использования и последующего целевого использования после восстановления.

Также важно учесть геофизические и гидрогеологические характеристики данного участка для определения уровня загрязнения грунтового разреза и подземных вод. Такие характеристики помогают оценить и спрогнозировать утечку ртути и воздействие загрязнения через систему подземных вод на данный момент и в будущем, а также оценить степень и вид необходимых восстановительных мероприятий.

На наземных участках, загрязненных ртутью, могут происходить периодические природные явления, в результате которых загрязнение может распространиться на прилегающую территорию, такие как наводнение, землетрясение и сели, а также чрезвычайные погодные явления, такие как штормы, циклоны

или ураганы, которые переносят загрязненную пыль. Необходимо учитывать такие явления и их воздействие на регулируемые участки для того, чтобы снизить распространение загрязняющих веществ с уже известных загрязненных участков. Такие природные явления могут привести к диффузному загрязнению участков ртутью, как, например, в реке Нура и в ее пойме в центральном Казахстане.

На этом участке ртуть-содержащие отходы ацетальдегидного производства были выброшены в реку (в основном без переработки), и в реке смешались с зольной пылью с энергостанций. Это привело к образованию ртутного ила, который распространился через паводковые воды на большой участок территории вниз по течению от первоначального места загрязнения (Хэвэн и соавт., 2000).

### 3.2. Выявление участка

Процесс выявления участка предоставляет возможность вовлечения населения и налаживания взаимодействия между общественными организациями и другими заинтересованными сторонами, включая органы здравоохранения и охраны окружающей среды. Процесс исследования подозреваемого в загрязнении участка часто требует вовлечения местных жителей и государственных работников, рабочих и бывших рабочих, а также местных экологически-ориентированных НПО, которые могут знать подробности о прошлом участка, отходах, сброшенных на участке или перевезенных в другие места, которые тоже могут оказаться загрязненными.

Подозреваемые в заражении участки могут быть выявлены без специализированной техники следующими способами (Базельская конвенция, 2012):

- » Визуальный осмотр условий на участке или соответствующих источниках загрязнения;
- » Визуальное наблюдение за производственными процессами и операциями, в ходе которых, по сведениям, используются или выбрасываются особенно опасные загрязнители;
- » Изучение негативных последствий для здоровья человека, флоры и фауны, предположительно вызванных близким расположением к участку;
- » Физические (например, pH) или аналитические результаты, показывающие уровни загрязняющих веществ;
- » Сообщения жителей властям о подозрениях о фактах выброса.

Наиболее вероятно, что загрязнение ртутью на участках в Казахстане является результатом промышленной деятельности, утилизации отходов и добывающей промышленности (в частности очистка руды и утилизация хвостов). При проведении оценки стоит рассмотреть возможность наблюдения за участками, на которых проводились раньше или проводятся такие виды деятельности.

Кустарная и мелкомасштабная золотодобыча (КМЗ) является причиной значительной части загрязнений ртутью по всему миру, но такая деятельность не была отмечена в Казахстане. КМЗ относится к неофициальной добыче с использованием низкокачественной технологии или с минимальным участием техники. Ртуть является одним из нескольких металлов, которые соединяются с золотом и используются для отделения золота от неочищенной концентрированной руды. Затем ртуть сжигается и остается небольшое количество золота. Такая процедура приводит к значительному загрязнению ртутью атмосферы, воды и грунта, а также к прямому воздействию ртути на рабочих, участвующих в процессе КЗМ, их семьи и некоторых торговцев золотом, которые поставляют ртуть или частично перерабатывают ртутный амальгам у себя в цехах (Международная организация сотрудничества в области оценки, 2014). Однако, КЗМ в Казахстане, вероятнее всего, имеет незначительные масштабы и, как говорят печатные источники, большинство загрязнений на участках (включая загрязнение диоксинами и ДП ПХД) являются результатами промышленной деятельности (Хэвэн и соавт., 2012, Улрих, 2004 и Петрлик, 2014)

В основном, загрязнение ртутью вызвано промышленной деятельностью, в частности, добычей, зольной пылью с энергостанций, производством хлора<sup>6</sup> и ртуть — содержащей продукции. Утилизация ртуть — содержащей продукции на свалках или путем сжигания также может привести к появлению загрязненных участков. Побочные продукты сжигания ртуть — содержащих отходов, такие как зольная пыль, могут также привести к появлению загрязненных участков, если опасная пыль будет сброшена вне специализированных участков для утилизации.

<sup>6</sup> Производство хлора на хлор щелочных установках предполагает использование большого количества элементарной ртути, которая имеет тенденцию загрязнять объект эмиссиями и выбросами на почву, в воду и воздух. Большая часть ртути на хлор щелочных установках была заменена на нертутные технологии на основе хлора, как, например, мембранный метод. Тем не менее, площадки старых установок могут оставаться загрязненными после того, как производство было закрыто или разрушено.

Выявление загрязненных участков может быть привязано к таким типам промышленной деятельности и утилизации отходов. Во многих странах регулирующие органы часто тщательно изучают прошлое конкретного участка в рамках предварительного исследования участка. На этой фазе изучения информация местных жителей, живущих вблизи участка, может оказаться исключительно полезной, так как она основана на долгих наблюдениях и глубоком знании местной экологической обстановки, поведения скота, флоры и фауны в разные сезоны года.

Например, местный фермер, живущий возле границы участка или вдоль местных дренажных коллекторов, может заметить необычайно частые случаи заболевания, смертности и врожденных пороков развития у животных, что может быть вызвано загрязнением. Либо местный житель может заметить, что из промышленного объекта регулярно вывозятся контейнеры по ночам и сбрасывают отходы. Такие факты могут остаться незамеченными властями, которые не присутствуют на промышленных объектах постоянно. Такие наблюдения местных жителей могут оказаться очень важными при оценке воздействия загрязнения на состояние здоровья местного населения, так как местные жители могут заметить необычайно частые случаи заболевания в регионе и сообщить об этом властям.

После выявления подозреваемого участка необходимо выполнить следующие мероприятия:

- » Предварительное изучение участка (и меры реагирования при чрезвычайных ситуациях, при необходимости)
- » Детальное изучение участка
- » Регулирование участка
- » Восстановление, проверка и непрерывное регулирование.
- » Транспортировка и переработка отходов (на объекте или вне объекта).

### 3.3. Предварительное изучение участка

Предварительное изучение участка (ПИУ) обычно включает в себя обзор истории участка (камеральное изучение), инспекцию участка, опрос заинтересованных сторон и подготовку отчета. Результаты изучения помогают понять,

как участок был загрязнен, а также возможные каналы воздействия источников загрязнения на реципиентов, таких как люди, сельскохозяйственные культуры, флора и фауна и скот.

### 3.3.1 Камеральное изучение

При камеральном изучении участка всегда важно включать опросы нынешних или бывших работников, управляющих и водителей транспортных мусоровозов, чтобы более подробно узнать об очагах загрязнения на и вне промышленных площадок.

В дополнении к опросам заинтересованных сторон, можно рассмотреть следующую информацию:

- » Текущие и прошлые изображения аэрофотосъемки
- » Свидетельства о праве собственности (документы, подтверждающие права землевладения)
- » Документы муниципального правительства (разрешения на промышленную разработку и полигон промышленных отходов)

### 3.3.2. Инспекция участка

При инспекции участка должно присутствовать лицо, знающее историю участка.

Целью инспекции является сбор визуальной, устной и неофициальной информации о:

- » топографии
- » поверхностных водных массивах и направлении течения
- » типе и условиях хранения опасного материала
- » инфраструктурном обеспечении участка (нынешнем и прошлом)
- » текущих мероприятиях на участке (и в прошлом, если есть данные)
- » целевом назначении близлежащих земель
- » любых сведениях о загрязнении грунта (загрязнение, запахи, растения в состоянии стресса и т. п.)
- » зонах хранения топлива и химикатов
- » удалении и переработке отходов

## 3.4. ПИУ и меры при чрезвычайных ситуациях

После завершения ПИУ, проводится дальнейшее изучение и оценка информации о характере и степени загрязнения участка в рамках детального изучения участка (ДИУ). Однако, во время ПИУ может обнаружиться сильное загрязнение ртутью, диоксинами, ПХД или другими высокоопасными материалами. Если присутствует серьезная степень загрязнения и риск для здоровья близлежащих поселений, тогда необходимы меры чрезвычайного реагирования.

Первоочередным мероприятием является изоляция загрязнения от реципиентов насколько это возможно для минимизации негативного воздействия. В этом случае, участки, загрязненные ртутью, похожи на любой другой участок с потенциально мобильными токсичными загрязнителями (Базельская конвенция, 2012). Если нет возможности контролировать участок, и присутствует высокая степень риска, может потребоваться временная эвакуация жителей и рабочих до того, как будет установлен контроль над участком и загрязнение будет изолировано. Изоляция на участках с высокой степенью загрязнения может стать трудной задачей, так как пары ртути проявляют высокую летучесть при комнатной температуре. Далее в этом документе обсуждаются заграждающие технологии, как способ снижения распространения паров ртути с загрязненных участков, в разделе о технологиях восстановления (раздел 7).

Более подробная информация о мерах при чрезвычайных ситуациях при мелкомасштабном загрязнении ртутью в результате разлива содержится в «Руководстве о мерах при чрезвычайных ситуациях загрязнения ртутью Агентства по защите окружающей среды США» (EPA США, 2004). Для случаев крупномасштабного загрязнения участков ртутью существует «Протокол оценки воздействия на здоровье и окружающую среду ртути, высвобожденной в ходе кустарной и мелкомасштабной золотодобычи» (Вейга и Бейкер, 2004). Данный протокол также может быть использован в ситуациях загрязнения со стороны промышленных и мусороперерабатывающих площадок при определении оценки воздействия на здоровье и методов отбора проб.



### 3.5. Детальное изучение участка и снятие характеристик

В ходе ДИУ происходит отбор атмосферных проб, а также проб грунта, подземных вод и других водных объектов для подтверждения или опровержения наличия загрязнения, выявленного или подозреваемого по результатам ПИУ. Отбор проб на этапе ДИУ должен быть проведен таким образом, чтобы полученная информация была достаточной для определения природы загрязнения, описания степени горизонтального и вертикального проникновения, что позволит оценить риск для человека и окружающей среды и выработать подходящую стратегию восстановления или регулирования.

Оценка риска загрязненных участков зависит от разработки концептуальной модели участка (КМУ), которая является способом представления данных о загрязнении участка (часто в форме графика или карты) и о потенциальных каналах распространения воздействия подозреваемого или подтвержденного загрязнения на реципиентов. Данный аспект изучения можно определить как «описание характеристик» участка.

Данные, полученные по результатам анализа проб, собранных в ходе ДИУ, включаются в КМУ, что помогает более подробно увидеть ситуацию с загрязнением на участке и воздействием на человека и окружающую среду. Все результаты анализов проб, собранных на участке, подлежат процедуре обеспечения и контроля качества, для обеспечения представительности полученных данных о загрязнении на участке (см. также Вейга и Бейкер, 2004 стр. 123 о специальных процедурах обеспечения и контроля качества на участках, загрязненных ртутью). Сюда входит соблюдение процедур хранения и обращения с пробами, отбор контрольных проб<sup>7</sup> и период хранения проб. Целостность проб и достоверность результатов зависят не только от времени хранения проб, но также и от условий обращения с пробами,

<sup>7</sup> Для проверки результатов лабораторных и полевых процедур и демонстрации на неоднородность. Присвойте два отдельных (уникальных) номера пробе и ее дубликату и передайте так называемые «слепые пробы» в лабораторию.

консервации и хранения. Все анализы должны проводиться в кратчайшие осуществимые сроки после отбора, также рекомендуется, чтобы пробы были отправлены в лабораторию не позднее истечения половины срока хранения.

Обеспечение качества (ОК) относится к общей системе управления, в которую входят организация, планирование, сбор данных, контроль качества, документирование, оценка и отчеты о ДИУ, тогда как контроль качества (КК) относится к рутинным техническим мероприятиям, основной целью которых является недопущение ошибок в процессе. Согласно методам ртутного анализа Агентства по защите окружающей среды США (EPA США), все пробы должны быть помещены в холодильную камеру в кратчайшие сроки и проанализированы в течение 28 дней со дня сбора (Вейга и Бейкер, 2004).

Это особенно относится к пробам диоксинов и ПХД, которые представляют большую опасность и при низкой концентрации, так как в этом случае особенно важна техническая точность.

После проведения ПИУ и ДИУ и составления концептуальной модели участка, выполняется оценка риска для здоровья человека и экологии. Во многих случаях по результатам оценки рисков определяется целесообразность и способ восстановительных мероприятий на участке (снижение загрязнения на определенный уровень) или регулирования (загрязнения на участке сохраняется, но реализуется ряд мероприятий по регулированию). Несмотря на то, что оценка рисков является полезным инструментом для регулирования загрязненных участков, она не может являться единственным инструментом при решении будущего участка. После соответствующей оценки загрязнения участка, необходим общественный диалог о будущем участка, включая обсуждения о целесообразности и способах восстановления участка. Согласование с гражданским обществом вопроса об очистке и дальнейшем использовании участка поможет избежать волнений, конфликтов и расходов, а также создаст возможности для социального обновления прилегающих к участкам территорий, которые не использовались многие годы.

# 4. ВЫЯВЛЕНИЕ УЧАСТКА И ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЙ СКРИНИНГ: РОЛЬ НПО

В большинстве развитых стран процедуры выявления участка, снятия характеристик, оценки риска и восстановления проводятся частными консалтинговыми компаниями, регулируемые государственными органами или в сотрудничестве с ними. Процедура часто регулируется нормативно — правовой базой, согласно которой требуется соблюдение специальных стандартов и аккредитация для выполнения такой работы и для уведомления государственного органа ответственного за кадастр, мониторинг, регулирование и восстановление участков о подозрительных или выявленных участках.

В рамках этого процесса существуют утвержденные принципы, которые определяют, какая концентрация вещества (н-р. химического соединения или металла) в грунте, осадочных породах, атмосфере и воде является пороговым уровнем (или пороговой концентрацией), требующей дальнейшего или официального изучения (ПИУ и ДИУ). Некоторые страны не разрабатывают свои пороговые уровни, но перенимают их у других стран. Широкое распространение получили следующие документы Региональные уровни скрининга ЕРА США<sup>8</sup>,

8 См. Агентство по охране окружающей среды США <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/>

Нидерландские показатели для вмешательства<sup>9</sup>, Канадские стандарты 10 и Австралийские уровни для изучения воздействия на здоровье человека (HILs)<sup>11</sup>.

Полноценное проведение ПИУ и ДИУ может быть дорогостоящим процессом, если загрязненные участки являются сложными, занимают большую площадь, включают несколько загрязнителей, если на участках идет промышленная деятельность и т. п. Для полноценного описания характеристик участка часто необходимо опробование по сетке с отбором нескольких проб с сезонным повтором. Затраты на бурение для отбора проб подземных вод и специализированные лабораторные анализы нескольких проб также могут быть дорогостоящими и непосильными для НПО и общественных организаций.

Однако, такие организации могут сыграть ключевую роль в повышении осведомленности о потенциально загрязненных участках, через определение местонахождения подозреваемых участков, документирование мероприятий, которые

9 [http://www.rivm.nl/en/Documents\\_and\\_publications/Scientific/Reports/2013/januari/Proposal\\_for\\_Intervention\\_Values\\_soil\\_and\\_groundwater\\_for\\_the\\_2nd\\_3rd\\_and\\_4th\\_series\\_of\\_compounds](http://www.rivm.nl/en/Documents_and_publications/Scientific/Reports/2013/januari/Proposal_for_Intervention_Values_soil_and_groundwater_for_the_2nd_3rd_and_4th_series_of_compounds)

10 <https://www.ec.gc.ca/mercure-mercury/default.asp?lang=En&n=C6953AC5-1>

11 <http://www.scew.gov.au/nepms/assessment-site-contamination>

могли стать причиной загрязнения и даже проведение базового отбора скрининговых проб. НПО также могут вести кадастр подтвержденных и подозреваемых в загрязнении участков, что поможет регулирующим органам провести дальнейшее изучение, для которого требуется больше ресурсов.

Процесс повышения осведомленности общественности через кадастры или «списки» загрязненных участков, составленные НПО, могут побудить национальные органы разработать национальные нормы по изучению и восстановлению участков (если таковых еще нет), что может привести к разработке законодательной базы, предусматривающей ответственных за очистку и компенсационные механизмы. Интересным примером такого механизма является Суперфонд США (EPA США, регион 9, 2015) который выделяет средства для восстановления загрязненных участков и ведет базу данных подтвержденных загрязненных участков, требующих восстановления.

После подтверждения загрязнения участка ртутью, диоксинами или ПХД (или любым другим загрязнителем), НПО могут повысить осведомленность общественности и муниципальных органов об опасности таких участков и мерам предосторожности для минимизации негативного воздействия. Это в особенности относится к участкам, загрязненным ртутью, где рыболовная деятельность (особенно вниз по течению от места загрязнения) является источником пищи, так как в рыбе может содержаться высокий уровень метилртути (MeHg). Таким же образом, другие формы косвенного отбора проб могут обнаружить локализованные источники загрязнения, такие как куриные яйца, коровье молоко и т. п. Отбор яиц на пробы может помочь получить полезные данные и вовремя предупредить власти о высоких уровнях диоксинов и ДП ПХД. Первичным источником воздействия диоксинов и ДП ПХД на человека являются пищевые продукты<sup>12</sup>, поэтому необходим отбор проб куриных яиц.

В случае загрязнения диоксинами и ДП ПХД, лабораторный анализ отдельных проб грунта и осадочных пород или биологических проб может быть доро-

гостоящим. Недавно были разработаны методы анализа, такие как DR CALUX (химически активированная экспрессия гена люциферазы)<sup>13</sup>, которые помогают определить уровень диоксинов на основании калиброванной реакции микроорганизмов на токсичные вещества. Этот метод намного экономичнее и используется как инструмент скрининга (на лабораторной основе) на некоторых загрязненных участках для определения необходимости в дополнительном отборе проб.

#### 4.1. Скрининг участка (отбор проб)

Прямой (на участке) отбор проб для скрининга (грунт, вода и атмосфера) на загрязненных участках или косвенный отбор проб пищевой продукции на прилегающей территории, например яиц, молока, рыбы или забор биологических проб человека могут выявить сильные признаки присутствия загрязненных участков и каналы распространения загрязнителей с участка.

Биологические пробы могут также быть взяты, если люди, живущие или работающие вблизи участка, добровольно согласятся предоставить их. Данный процесс должен быть конфиденциальным и учитывать личные и этические аспекты, включая необходимую поддержку и консультацию тех лиц, чьи анализы показали высокий уровень воздействия. Наиболее распространенные виды образцов, позволяющих обнаружить воздействие ртути, включают волосы, мочу и кровь. Отбор проб волос часто используется в первую очередь, так как он менее инвазивен и достаточно экономичен. Методология отбора проб волос описана далее.

#### 4.2. Косвенный отбор проб

Диоксины (ПХДД/ПХДФ) и ДП ПХД являются липофильными, то есть они крепко связываются с жирами в организме человека и животных. Отбор проб биологических материалов для скрининга, таких как яйца и молоко, которые содержат значительную долю липидов, может выявить признаки локализованного заражения диоксинами. Собранные данные можно сравнить с контрольными

12 Более 90% воздействия на человека происходит через пищу, главным образом – мясные и молочные продукты, рыбу, моллюсков и ракообразных. Многие национальные органы власти имеют программы мониторинга продовольственных поставок. Всемирная организация здравоохранения <http://www.who.int/>

13 Референс-лаборатория Европейского Союза по диоксинам и ПХД в пищевых продуктах – диоксины и ПХД <http://www.crl-freiburg.eu/dioxin/bioanalytical.html>

пробами с незагрязненных участков или национальными или международными эталонными дозами максимального приемлемого содержания загрязнителей в пищевых продуктах. В ЕС максимальный допустимый уровень ПХДД/ПХДФ в яйцах составляет 2,5 пг/г липидов WHO-TEQ, а допустимый уровень комбинации ПХДД/ПХДФ и ДП ПХД составляет 5 пг/г липидов WHO-TEQ. Максимальный допустимый уровень ПХДД/ПХДФ в молоке составляет 2,5 пг/г липидов WHO-TEQ а допустимый уровень комбинации ПХДД/ПХДФ и ДП ПХД составляет 5,5 пг/г липидов WHO-TEQ, (Европейская комиссия, 2011). Надлежаще аккредитованные лаборатории должны выполнять такой анализ, также они могут провести инструктаж о правильном отборе, перемещении, хранении и сроках выдержки проб. Если по результатам уровни диоксинов и ДП ПХД превышают 5 пг/г липидов WHO-TEQ, можно провести дальнейшее изучение очагов загрязнения.

На участках, подозреваемых в загрязнении ртутью, скрининг грунта и атмосферы можно эффективно произвести при минимальных затратах. Для косвенного скрининга полезен забор проб с рыбы, так как их можно сравнить с контрольной популяцией рыбы из других мест, которая является незагрязненной, а также с известными эталонными нормами концентрации метилированной ртути в рыбе, с указанием допустимой месячной нормы потребления. ЕРА США установило месячную норму потребления метилртути в размере 0.22 ppm (ЕРА США, 2001).

Согласно рекомендациям Европейской комиссии и ВОЗ, рыбные ресурсы с содержанием ртути выше 1 частицы на миллион не подлежат коммерческой торговле. Как и в случае с анализом проб яиц, молока и рыбы на содержание диоксида, данный анализ также должен выполняться аккредитованными лабораториями, которые могут провести инструктаж о правильном отборе, перемещении, хранении и сроках выдержки проб. Если согласно результатам концентрация метилртути в рыбе превышает эталонную норму, требуется дальнейшее изучение для выявления источника загрязнения.

Подробная информация о сборе проб на содержание метилртути в рыбе содержится в *Глобальном протоколе ртутного проекта по оценке воздействия ртути, высвобожденной в ходе КМЗ, на окружающую среду и здоровье человека* (Глобальный фонд по защите экологии/ЮНДП/ЮНИДО, 2004 стр. 86).

### 4.3. Отбор проб волос на предмет воздействия ртути

Отбор проб волос на предмет воздействия ртути может выявить локализованное текущее загрязнение ртутью. Согласно ЕРА США эталонной дозой является 1,0 ppm ртути в волосах, сравнение с этим эталонным показателем помогает определить наличие повышенного уровня ртути в волосах местных рабочих и жителей.

Люди могут попасть под воздействие ртути через различные промышленные и добывающие объекты, включая теплоэлектростанции на угле, целлюлозно — бумажные комбинаты, смешанные промышленные объекты, содержащие смеси хлорщелочной продукции, нефтеперерабатывающие объекты, мусоросжигающие заводы, цементные заводы и другие потенциальные источники загрязнения ртутью. Это необходимо учитывать при анализе того, является ли повышенный уровень ртути в волосах проб результатом локального источника загрязнения или имеют место различные источники. Отбор волоса проб детей помогает оценить, представляет ли текущий уровень ртутного загрязнения опасность для неврологического развития детей и определить необходимость раннего вмешательства властей для снижения воздействия (Гранджан, 1999).

Национальный институт по исследованию болезней Минамата в Японии рекомендует следующую процедуру забора волоса проб (существуют и другие эффективные методы).

### 4.4. Отбор проб волос:

- » Отрежьте часть волос ближе к корням. Минимальное требование — 20 волосков, примерно 10 см длины каждый. Чем короче длина волоса, тем больше волосков требуется. Если длина превышает 10 см, после отрезания волос, можно отрезать ненужную часть, оставив примерно 10 см со стороны корней. *Примечание:* Часть волос, расположенная ближе к корням, подходит больше, чем концы волос, для анализа уровня воздействия метилртути, так как определенные процессы снижают уровень содержания метилртути на концах волос по мере их роста, включая завивку волос.

- » Поместите образец волос в конверт с указанием на нем идентификационного номера владельца волос. Используйте отдельный конверт для каждой пробы.

#### 4.5. Отправка собранных проб волос

- » Собирайте и храните пробы, пока количество проб не превысит 50, затем отправьте пробы со списком доноров. Количество доноров не должно превышать 100 на каждом участке.
- » Список доноров должен включать идентификационный номер, пол, возраст, дату забора и участок.

*Примечание:* Персональные данные, включая имя и адрес, которые могут быть использованы для идентификации донора, должны быть защищены от открытого доступа. За этим должен строго следить специальный администратор. Персональная информация может потребоваться в отдельных случаях, например для обратной связи с местными жителями о результатах анализа.

#### 4.6. Прямой отбор проб (на участке)

Отбор проб грунта, осадочных пород и воды НПО может проводиться непосредственно на подтвержденном или подозреваемом в загрязнении участке с предварительным наблюдением. Однако, также важно осознавать уровень опасности и использовать соответствующие средства индивидуальной защиты (СИЗ) для снижения риска поражения. Также рекомендуется отбирать несколько проб грунта или отложений с большой территории, чем брать пробы с одного места, так как можно пропустить очаги загрязнения и некорректно охарактеризовать участок. Очень важным является протокол отбора проб, куда входит подробное описание процедуры отбора. В протокол необходимо включить описание оборудования и методов отбора, местонахождения отбора проб (предпочтительно с указанием долготы и широты) и обоснование отбора. Если используется опробование по сетке, тогда необходимо задокументировать интервал сетки.

Одним из методов, позволяющих выявить загрязнение ртутью на подозреваемом участке с минимальным вовлечением загрязненного материала и, следовательно, минимальной опасностью воздействия, является использование ртутных «детекторов».



**Рис. 1:** Пример использования переносного анализатора паров ртути инспектором загрязненного участка

«Детекторы» — это переносные электронные устройства, которые могут выявить повышенный уровень ртути на участке. Некоторые настроены на выявление ртути в грунте или в других твердых объектах, другие настроены на ртутные пары. Некоторые устройства могут быть дополнены наборами по анализу грунта, воды и воздуха на наличие ртути.

Переносные детекторы включают, но не ограничиваются:

- » X-MET 2000 Анализатор металлов, рентгено — флюоресцентный анализатор компании Metorex
- » Прямой анализатор ртути компании Milestone Inc. (DMA-80), Инструмент теплового разложения
- » XL-700 Series мульти — элементный анализатор, рентгено — флюоресцентный (РФ) анализатор (РФ устройство) компании NITON
- » RA-915+ переносной анализатор ртути, атомно — абсорбционный спектрометр, дополнительный прибор теплового разложения RP 91C компании Lumex
- » PDV 5000 ручной прибор, вольтамперметр с анодным растворителем компании MTE, Inc.
- » Переносной рентгено — флюоресцентный анализатор Olympus Delta

Такие переносные устройства особенно полезны для быстрого снятия характеристик на нескольких местах загрязненного участка с целью определения очага.

Рентгено — флюоресцентный анализатор, изображенный выше (см. рис. 2) является примером анализатора твердых образцов (грунта, предметов), который с помощью различных программ может быть настроен на анализ потребитель-



**Рис. 2:** Переносной рентгено – флуоресцентный анализатор Olympus Delta с изображением цифрового экрана считывания данных о металлах в полимере.  
Источник: [www.innovx.com](http://www.innovx.com)

ских товаров и компонентов окружающей среды, таких как грунт. Устройство необходимо поднести близко к цели и активировать. Затем на экране появятся данные об уровне загрязнения в ppm. Такое устройство специализируется на анализе наличия тяжелых металлов, но также может выявить и другие химические соединения при соответствующей калибровке.



**Рис. 3:** Переносной анализатор паров ртути Ohio Lumex RA915+, может быть настроен для анализа проб грунта и воды.

Для выявления паров ртути на загрязненном участке могут эффективно применяться устройства типа анализатора Lumex (см. рис 3). Такие устройства являются дорогостоящими, но во многих странах сдаются в аренду на различные сроки.

Во многих странах НПО доказали свою эффективность при процессе первоначального скрининга в повышении осведомленности о загрязненных участках и стимулировании властей к решению проблемы загрязнения этих участков. Идет ли речь о простом заборе волосяных проб или более сложных методах с использованием электронных детекторов, есть много вариантов, с помощью которых НПО могут выявить участки, загрязненные ртутью и другими металлами, такими как диоксины и ДП ПХД.

#### 4.7. Забор проб грунта и воды для лабораторного анализа.

При заборе проб грунта и воды на подозреваемых в загрязнении участках для лабораторного анализа, сначала рекомендуется проконсультироваться с аккредитованной лабораторией, использующей международно-признанные методы анализа. Лаборатория может посоветовать, как правильно проводить забор, и в каких контейнерах должны храниться пробы, в зависимости от вида металла. Это очень важные детали, так как некоторые материалы, используемые при заборе и хранении проб (пластик и металлы) могут привести к примесям в образцах и некорректным результатам анализа. Иногда лаборатории предоставляют заранее подготовленные контейнеры для забора, чтобы избежать примесей. Лаборатория также подскажет срок выдержки проб и необходимость помещения проб в холодильную камеру или замораживания (в случае рыбы).

# 5. ОЦЕНКА РИСКОВ

Оценка рисков (ОР) загрязненных участков является важным компонентом в определении воздействия на человека и окружающую среду и принятии решения о регулировании или восстановлении участка. Оценка рисков также является полезным инструментом для определения участков, подлежащих приоритетному восстановлению, на основании наибольшей степени риска. В этом разделе приводится краткий обзор основных принципов оценки риска и руководящие принципы для оценщиков рисков на участках, загрязненных ртутью, диоксинами и ДП ПХД.

Модели оценки риска могут иметь значительные ограничения, и многие из вводных данных в модели являются результатом субъективной оценки аналитика. Модели также могут быть ограниченными токсикологическими данными, которые традиционно основываются на анализе одного химического соединения и их соотношения «доза — ответная реакция»<sup>14</sup>. Загрязненные участки могут быть поражены только одним химическим соединением или металлом, но чаще

всего, это несколько металлов и загрязнителей, особенно если на участке производили сброс смешанных отходов.

В некоторых случаях, когда загрязнение на участке представлено несколькими химическими веществами, может возникнуть эффект синергии токсичности, когда общая токсичность смеси веществ намного превышает токсичность каждого отдельного вещества. Потенцирование токсичности некоторых химических веществ при взаимодействии с другими часто недостаточно рассматривается в традиционных моделях оценки рисков, хотя сейчас ведется работа над этой проблемой. Однако, на данный момент в производстве находятся более 100 000 химикатов (Виндер и соавт., 2004) полноценный анализ всех потенциальных взаимных реакций в рамках традиционной ОР возможен только в долгосрочной перспективе.

В качестве альтернативы ОР смесей соединений, все больше используется *биооценка*, так как этот метод помогает определить токсикологическое воздействие источников загрязнения. Биооценка — это тест, который помогает определить относительную токсичную потенциальность химического вещества, путем оценки влияния на живой организм. Для целей оценки воздействия на окружающую

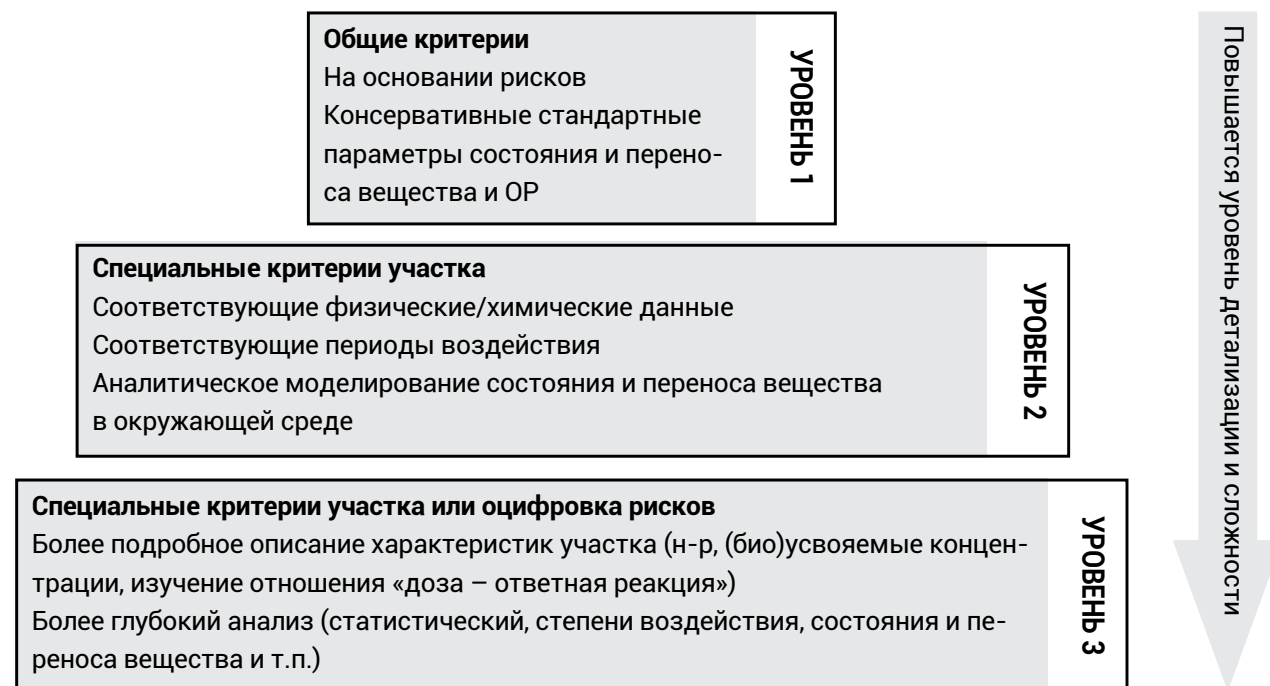
<sup>14</sup> Взаимоотношение доза-реакция описывает как вероятность возникновения и степень тяжести неблагоприятных последствий для здоровья были связаны с количеством и степенью воздействия на организм.

среду биооценка помогает получить комплексную оценку общей токсичности сточных вод или проб воды, осадочных пород или грунта с загрязненного участка. Существуют определенные руководящие документы, в которых можно узнать об использовании биооценки для дополнения данных ОР или для получения более точных данных оценки или характеристик загрязненной воды (enHealth 2012), грунта (Хупер, 2008) и осадочных пород (Барсело и Петрович, 2006).

ОР участков, загрязненных ртутью, можно провести с использованием существующих моделей, но такие модели накладывают некоторые значительные ограничения, которые приведут к недооценке потенциального воздействия загрязнителей на реципиентов. Основной проблемой является недостаток спецификаций конкретного участка и данных по оценке биоусвояемости конкретных веществ

в существующих моделях. Биоусвояемость отличается у разных форм ртути и соответствующих соединений и может быть определена как «доля соединения в матрице, которая, при выпуске из матрицы усваивается организмом. Усвоенная часть соединения может вызвать биологические эффекты» (Штайн и соавт., 1996). Типичным примером являются водные объекты, в которых в рыбе содержится больше ртути, чем в иле в той части, где была поймана загрязненная рыба.

В традиционных моделях ОР используется менее точный подход, так как для разработки профиля риска участка используются данные об общей концентрации и присваиваются фиксированные коэффициенты реального воздействия на реципиента в конкретный момент времени и подразумевается стационарное состояние (ЕРА США, 1996).



**Рис. 4:** Три уровня оценки риска загрязненных земельных участков. В разных странах определенные шаги и программы оценки рисков могут в некоторой степени отличаться. Источник: (Ольсон и соавт., 2014)



# 6. ЗАГРЯЗНЕННЫЕ УЧАСТКИ: ПОДХОДЫ К РЕГУЛИРОВАНИЮ И ВОССТАНОВЛЕНИЮ

В этом разделе рассматриваются различные подходы к регулированию и восстановлению участков, загрязненных ртутью, и в некоторых случаях СОЗ, такими как диоксины и ДП ПХД. Подробно рассматриваются промышленные загрязненные участки, характерные для прошлой и текущей промышленной деятельности в Европе и актуальные для возникающих в Казахстане проблем с участками, загрязненными ртутью и СОЗ. Конкретные комментарии по регулированию и восстановлению участков, загрязненных ртутью в результате КМЗ, не является предметом данного отчета, так как загрязнения в результате КМЗ в значительных масштабах не предвидятся в Казахстане.

Производство хлора на хлорщелочных заводах с использованием ртути в качестве катализатора является основным источником ртутного загрязнения в Европе и бывшем Советском Союзе по причине большого количества ртути, используемого в производственном процессе, неорганизованные выбросы в результате испарения и разлива, утечек и утилизации отходов.

Пример таких негативных последствий можно найти в Павлодаре в Северном Казахстане, где грунт, осадочные породы и вода сильно заражены ртутью

и ртутными соединениями. Сейчас продолжаются многочисленные мероприятия по очищению поврежденных участков вокруг Павлодара и исследование воздействия на окружающую среду и здоровье человека.

В то время как хлорщелочные заводы являются значимым источником промышленного загрязнения, другие виды деятельности, такие как консервирование древесины ( $\text{HgCl}_2$ ), производство и переработка аккумуляторов и батарей и другая производственная деятельность, такая как изготовление термометров и электрических выключателей может привести к загрязнению ртутью. Промышленные процессы с использованием катализаторов на основе ртути могут привести к загрязнению на участке и негативному воздействию на другие участки через утилизацию отходов. Добыча нефти и природного газа также является источником ртути, так как элементарная ртуть удаляется в ходе производства и из нефтеперерабатывающих заводов, чтобы защитить оборудование от коррозии.

Утилизация отходов (твердые отходы, шламы и жидкие сточные воды) промышленными предприятиями является причиной загрязнения многих участков. Загрязнение ртутью на реке Нура и ее пойме в Центральном Казахстане

произошло в результате выброса жидких отходов ацетальдегидного производства в реку. Это привело к загрязнению рыбных ресурсов метилртутью вниз по течению реки Нура. Это, в свою очередь, привело к повышенному уровню ртути в организме жителей Темиртау, которые занимаются рыболовством и употребляют в пищу рыбу из реки Нура (Неквацилова, 2015). Помимо ацетальдегидных отходов, завод по производству синтетического каучука в Темиртау сбросил 2000–3000 тонн ртути в реку Нура и на прилегающую территорию, что привело к распространению загрязнения в Нурийской долине с потенциальной возможностью негативного воздействия на здоровье десяти тысяч людей, которые используют воду из реки, колодцы и другие источники речной воды для сельскохозяйственного орошения, попойки скота, плавания и рыболовства (Неквацилова, 2015). Более подробная информация об этом участке содержится в разделе 10.1.2.

В некоторых случаях после оценки риска и/или других анализов может быть принято решение о том, что загрязненный участок подлежит не восстановлению, а наблюдению и контролю. Это может подразумевать изоляционные меры на зонах участка с наивысшей концентрацией, оградительные сооружения и знаки, оповещающие об опасности, а также регулярный мониторинг участка с использованием средств визуального наблюдения и технических инструментов (таких как детекторов ртутных паров), для регулирования уровней воздействия. В большинстве случаев, где есть угроза для подземных вод, необходимо установить контрольные колодцы для забора проб и определения потенциального распространения загрязнителей. Такие данные должны пересматриваться ежегодно для предотвращения распространения загрязнения.

Независимо от принятого решения о наблюдении/управлении или восстановлении, необходимо защитить загрязненный участок от дополнительного загрязнения. Более того, наблюдение или восстановительные мероприятия не должны привести к распространению загрязнения или созданию новых загрязненных участков (н-р. через утилизацию отходов вне участка, утилизацию загрязненной буровой мелочи, сточных вод и т. п.).

Обычно наблюдение участков выбирается ввиду экономической выгоды при отсутствии достаточных ресурсов для полномасштабного восстановления. Однако,

в некоторых случаях извлекать загрязнители в ходе восстановительных мероприятий может быть опаснее для окружающей среды, чем оставить их на месте. В некоторых случаях сообщалось о том, что работы по вычерпыванию загрязненного ила привели к вторичному подъему ртутного ила и негативному воздействию на водную среду, в частности повышению уровней ртутного загрязнения флоры и фауны вниз по течению (Anchor Environmental 2003). При наличии возможности восстановления населенных загрязненных участков, лучше произвести очистительные работы вместо регулирования.

## 6.1. Наблюдение

Стратегия наблюдения загрязненных участков должна отражать необходимость защиты всех сегментов окружающей среды, как биологических, так и физических. И во время оценки и в ходе восстановительных работ необходимо контролировать выбросы в атмосферу, почву или воду.

Ртутные загрязнения являются особо сложными, так как ртуть испаряется при определенной температуре воздуха. Это влечет за собой риски выбросов ртутных паров в ходе извлечения ртутьсодержащих осадочных пород, подрыва загрязненных ртутью зданий и раскопке опытных карьеров.

Бурение контрольных скважин для мониторинга подземных вод также может создать каналы для высвобождения и испарения ртути из подпочвенных слоев. Необходимо регулярно проводить мониторинг ртутных паров с помощью детекторов на любых участках, где начались работы, чтобы обеспечить безопасность рабочих и жителей прилегающих зон.

Не стоит начинать процесс очищения, если это приведет к более негативным последствиям. Такое решение необходимо пересматривать по мере появления новых технологий и стратегий очистки или если повысился риск, в связи с выходом загрязнителей за пределы участка или изоляционных сооружений.

### 6.1.1. Мониторинг

Если подтверждено, что участок загрязнен, но в результате обстоятельств или оценки рисков было принято решение о регулировании участка вместо восстановления, тогда необходимо разработать и реализовать план мониторинга.

В рамках детального изучения участка уже должны иметься данные о геологических, гидрогеологических и гидрологических характеристиках участка, которые послужили основой для ОР и принятия решения о регулировании и/или восстановлении.

Для участков, загрязненных ртутью (и подвергшихся воздействию летучих органических соединений или ЛОС), мониторинг должен включать мониторинг паров на соответствующих целевых зонах участка, определенных в ходе геологического изучения почвенного воздуха на этапе ДИУ. Это относится исключительно к элементарной ртути, так как в рамках мониторинга паров невозможно выявить соли окисной и закисной ртути, которые представляют потенциальный риск для подземных вод ввиду легкой растворимости.

Мониторинг подземных вод также является очень важным для контроля перемещения или роста загрязненной струи, включая проникновение в результате депрессии скважин и колодцев вне участка, используемых для добычи воды, что может привести к движению загрязненной струи в отличных от естественных течений направлениях.

Согласно общим правилам, контрольные скважины должны быть сооружены в «верховье» (применительно к подземным водам) и в «низовье» по отношению к загрязненному участку в ходе ДИУ для получения гидрогеологических характеристик и контуров загрязнения подземных вод. После того, как загрязненная струя охарактеризована через анализ проб и моделирование, необходимо соорудить дополнительные контрольные скважины в «низовье», куда еще не проникла струя, чтобы выявить пути ее распространения и подкорректировать движение струи согласно предыдущим данным моделирования. Затем можно подкорректировать предположения о дальнейшем движении струи и оценить сопутствующие риски. Существуют международные методы мониторинга подземных вод, такие как стандарт качества воды ИСО 17852–2006.

## **6.2. Восстановительные мероприятия: принципы и подходы**

Фундаментальной целью восстановительных работ является приведение участка в приемлемое и безопасное состояние для продолжения долгосрочного использования участка согласно текущему целевому назначению и, насколько целесообразно, извлечь максимум пользы в ходе использования участка в будущем.

### **Предпочтительная иерархия вариантов восстановления и регулирования загрязненных участков**

I) Обработка грунта на участке таким образом, чтобы загрязнитель был либо удален, либо сопутствующая опасность была сведена до приемлемого уровня без негативных последствий для окружающей среды, рабочих и населения, проживающего на прилегающей к участку территории и более широкой общественности.

II) Обработка вынутаго грунта вне участка таким образом, чтобы загрязнитель был либо удален, либо сопутствующая опасность была сведена до приемлемого уровня, после чего грунт возвращается на участок без негативных последствий для окружающей среды, рабочих и населения, проживающего на прилегающей к участку территории и более широкой общественности.

### **Если ни один из вышеприведенных вариантов не представляется возможным, тогда необходимо рассмотреть следующее:**

I) Удаление загрязненного грунта на утвержденный участок или объект с последующим помещением чистого грунта вместо удаленного

II) Изоляция загрязнения на участке с помощью соответствующе спроектированного и регулируемого защитного сооружения с проведением регулярного мониторинга и с последующим рассмотрением стратегий восстановления

III) Оставление загрязненного материала на месте залегания, при условии отсутствия непосредственной опасности для окружающей среды и здоровья людей и наличия соответствующей системы контроля и регулирования на участке. В будущем необходимо провести повторную оценку вариантов восстановления с учетом развивающихся технологий и методов восстановления, которые могут быть реализованы.

Для осуществления комплексных восстановительных мероприятий необходимо разработать План мероприятий по восстановлению (ПМВ). Ключевые компоненты ПМВ:

- » Определение ключевых заинтересованных сторон и распределение ответственности.
- » Разработка целей восстановления и критериев оценки качества очистительных работ.
- » Оценка вариантов восстановительных мероприятий и выбор предпочитаемого варианта.
- » Документирование методики восстановительных работ, включая любые регуляторные требования по разрешительным документам/лицензиям.
- » Разработка Плана природоохранных мероприятий.
- » Определение программы проверки для демонстрации успешного завершения восстановительных работ, включая мониторинг (ЕРА, Тасмания, 2005).

#### **6.2.1. Подход — «годен для использования»?**

Если подтвержден факт загрязнения участка и существует риск или потенциальный риск здоровью людей и окружающей среды, необходимо проводить восстановительные работы. Понятие восстановления обычно относится к удалению и/или переработке источника загрязнения для снижения воздействия на человека и риска для здоровья человека и окружающей среды. В некоторых странах используется подход «годен для пользования», в рамках которого участок очищается до определенного уровня, в зависимости от предполагаемого будущего использования участка. Согласно системам регулирования участки часто делятся на следующие категории:

- » Жилые
- » Парки и рекреационные объекты
- » Коммерческие
- » Промышленные

Такая система основана на потенциальном воздействии на человека, в частности на длительности воздействия. Сценарии воздействия часто определяют допустимые

уровни загрязнения на участке данной категории. Как правило, на жилых участках допускается наименьшее содержание любых загрязнителей в грунте, ввиду потенциального длительного воздействия на жителей (вплоть до 24-х часов в день), и возможных игр детей на участке с поеданием несъедобных объектов (Эдвард и соавт., 1997), что в буквальном смысле означает поедание земли из рук в небольших количествах. Это особенно актуально для Балхаша и Темиртау (Ватсон, 2015).

Расчеты потенциального воздействия иногда подразумевают сценарии употребления в пищу продуктов, выращенных в домашних условиях, что особенно важно для людей, употребляющих яйца и молочные продукты местного производства, в которых могут содержаться диоксины и ДП ПХД, ввиду липофильных характеристик этих загрязнителей и способности аккумулироваться в пищевых продуктах.

Для парков и рекреационных объектов допускаются более высокие уровни загрязнителей, еще более высокие для коммерческих участков и, соответственно, наиболее высокие уровни допускаются для участков, которые являются промышленными сейчас или планируются под проведение промышленной деятельности. На коммерческих и промышленных участках допускаются более высокие уровни концентрации загрязнителей в грунте, так как предполагается, что рабочие будут находиться под воздействием ограниченное количество времени в течение дня, иногда использовать средства индивидуальной защиты (СИЗ) ввиду рода деятельности, а также потому, что поверхность участка может быть покрыта асфальтом или бетоном, что ограничивает вредное воздействие.

Такой подход обусловлен не только оценкой риска, но и экономическими соображениями, согласно которым на промышленных участках применяются более низкие стандарты восстановительных мероприятий (что позволяет значительно сэкономить средства владельцу участка и другим ответственным лицам), чем на жилых участках. Проблема этого подхода в том, что решение вопроса загрязнения откладывается на более поздний срок, возможно даже на поколения. Это не является ни предупредительным, не устойчивым передовым методом, но представляет экономическую выгоду для лиц, ответственных за восстановление участка.

Этот подход также может привести к дальнейшим проблемам в окружающей среде. Например, регулирующие органы могут принять решение о проведении восстановительных работ на жилых участках со снижением уровня элементарной

ртути в грунте до 2 ppm или менее, а на промышленных участках может быть разрешено восстановление запущенных участков с доведением уровня концентрации элементарной ртути в грунте до 200 частей на миллион.

Испарения или разливы ртути в атмосферу или местную среду с жилых участков маловероятны, тогда как промышленные участки будут источниками неорганизованных выбросов в течение многих лет и могут вызвать потенциальное попадание ртути в подземные воды. В худшем случае, спустя десятилетия данные о загрязнении на участке будут потеряны или забыты, и участок будет перестроен в жилой район, повторяя цикл негативного воздействия.

Существует дополнительный вопрос будущих затрат по полной очистке участков, которые были лишь частично восстановлены. Весьма вероятно, что в будущем расходы будут больше, и загрязнение со временем может распространиться, в результате чего потребуются более масштабные и дорогостоящие восстановительные мероприятия в будущем, особенно если участок планируется использовать в качестве жилого района.

Альтернативой является полное восстановление участка при первой возможности, чтобы избежать затрат, неудобств и рисков повторных восстановительных мероприятий на участке в будущем. В плане экологической устойчивости (справедливость по отношению к будущим поколениям, принципы финансовой

ответственности загрязнителя и предупредительности) этот принцип наиболее приближен к лучшим международным практикам.

После того, как восстановление участка считается завершенным, необходимо предпринять дальнейшие шаги по обеспечению действенности мероприятий.

### 6.3. Проверка

После восстановительных мероприятий необходимо продемонстрировать, что цели восстановительных работ по снижению концентрации в грунте, воде и атмосфере достигнуты, наряду с целостностью изоляционных сооружений. Участок больше не должен представлять опасность для человека или окружающей среды. Необходимо провести проверочный отбор проб грунта, подземных вод, осадочных пород, флоры и фауны и испарений для подтверждения достижения целей. Необходимо повторять отбор проб подземных вод в течение определенного периода времени для учета сезонной вариативности и других источников влияния.

Планы непрерывного мониторинга должны также включать план экстренных мероприятий для решения любых проблем, пропущенных в ходе восстановительных работ, и реагирования на неожиданные данные о загрязнении, полученные по результатам мониторинга, которое могло произойти из-за неправильного снятия характеристик участка, неизвестных очагов или влияния извне участка.

# 7. ТЕХНОЛОГИЯ ВОССТАНОВЛЕНИЯ

Технология восстановления загрязненных ртутью участков призвана преодолеть ряд уникальных проблем, связанных со сложной природой и характеристиками элементарной ртути и ее соединений, в частности ее способностью испаряться при комнатной температуре, а также способностью некоторых видов ртути проникать вглубь грунтового слоя.

При восстановлении загрязненного ртутью участка очень важно провести оценку и регулировать подпочвенные залежи ртути и предотвратить выбросы и высвобождения ее в атмосферу, воду и грунт.

При выборе технологии и разработке стратегии восстановления участка необходимо учитывать ключевые вопросы:

1. Разработка комплексной концептуальной модели участка (КМУ), которая включает данные ДИУ с описанием потенциального высвобождения ртути с участка в результате использования той или иной технологии восстановления, а также любых трансформаций (таких как переход в газообразное состояние) в результате применения технологии. Эти данные основываются на точном определении **вида ртутных соединений, потенциально**

**присутствующих** в грунте, воде или атмосфере и возможных последствиях для человека и окружающей среды.

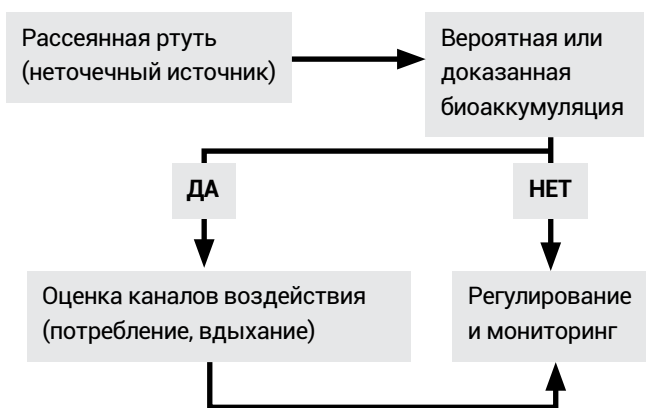
2. Элементарную ртуть невозможно уничтожить, поэтому в рамках любой стратегии восстановления необходимо учитывать регулирование остаточных ртутных отходов, включая их стабилизацию, транспортировку и окончательную утилизацию.
3. Использование технологий восстановления несет в себе риск повторной мобилизации ртути в ходе восстановительных работ. В ходе восстановительных работ необходимо учитывать план по охране труда и технике безопасности рабочих и общественности. Более подробная информация содержится в разделе 9.

Как отмечалось ранее, риск — ориентированный подход к восстановлению может привести к совершенно другим конечным результатам, чем при использовании подхода устойчивого восстановления, в рамках которого предусматривается интеграция принципов устойчивости в предлагаемые цели восстановительных мероприятий.

Подход устойчивого восстановления инкорпорирует социальные, экологические и экономические соображения в процесс очистки участка, включая принцип финансовой ответственности загрязнителя и справедливости по отношению к будущим поколениям. Риск — ориентированный подход в узком смысле, как предлагается Еврохлор (2009), фокусируется на экономических соображениях. В случае Казахстана, важно учитывать социально-экономические аспекты при разработке стратегий восстановления участков, загрязненных ртутью и диоксинами. По этой причине необходимо выработать устойчивый подход к восстановлению с учетом социальных целей, например, улучшение здоровья населения, улучшение образования, развитие сельского хозяйства и рыболовства, что имеет в себе более масштабную цель снижения уровня бедности. Для дальнейшей информации см. раздел 10 данного отчета.

## 7.1. Точечные и рассредоточенные источники загрязнения

При определении стратегии и технологии восстановления загрязненных ртутью участков в Казахстане необходимо также рассматривать форму загрязнения. Загрязнение может быть из *точечного источника* (например, бывший хлорщелочной завод в Павлодаре) или из *рассредоточенного источника*, как загрязнение реки Нура и ее поймы.



**Рис. 5:** Меры реагирования на рассредоточенное загрязнение ртутью, согласно Хинтону и соавт. (2001)

Хинтон и соавторы (2001) предлагают два отдельных метода реагирования для точечного и рассредоточенного загрязнения. Согласно Хинтону, в случае рассредоточенного загрязнения восстановительные меры обычно не целесообразны.

Для точечного загрязнения Хинтон предлагает рассмотреть возможность «выкапывания и утилизации/переработки», а в случаях где это нецелесообразно, оставить загрязняющие вещества на месте с применением изоляционно — ограждающих технологий. В обоих случаях основным катализатором восстановительных мероприятий Хинтон считает биоусвояемость ртути.

Вместо восстановительного подхода к решению проблемы участка с рассредоточенным загрязнением, можно использовать модифицированный вариант риск-ориентированного подхода. Этот подход может включать кампанию по информированию общественности для снижения воздействия ртутьсодержащего грунта и остаточных пород, сокращение или предотвращение употребление загрязненной пищи (особенно рыбы), изменение схемы землепользования (н-р, сельскохозяйственные угодья) для изоляции территорий с высоким уровнем загрязнения. В качестве мер реагирования возможен мониторинг здоровья населения и врачебное вмешательство для лиц, подвергшихся воздействию.

В последнее время разрабатываются технологии с потенциалом устранения проблемы рассредоточенного загрязнения, такие как фиторемедиация. В ходе этого процесса на загрязненном участке высаживаются растения, которые способны аккумулировать ртуть в корнях, побегах и листьях, а затем их выкапывают. Фиторемедиацию иногда называют фитостабилизацией, фитоэкстракцией или фитоволатилизацией, так как растения могут также испарять ртуть в атмосферу (Ванг и соавт., 2012). Ключевым вопросом в использовании такой технологии является вопрос утилизации остаточных материалов (собранные растения, загрязненные ртутью) для недопущения повторной мобилизации ртути.

Существует множество технологий, применяемых при точечном загрязнении участков ртутью. Они могут использоваться по отдельности или в последовательном процессе очистки. Некоторые технологии хорошо зарекомендовали себя и регулярно используются при загрязнении грунта и воды, другие технологии считаются молодыми и имеют разный потенциал по устранению загрязнений в грунте и воде.



**Рис. 6:** Меры реагирования на точечное загрязнение ртутью согласно Хинтону и соавт. (2001)

## 7.2. Зарекомендовавшие себя технологии восстановления загрязненного грунта

### 7.2.1. Выемка грунта и переработка на участке (восстановление)

В рамках этого подхода устраняются высокие концентрации загрязнения в грунте через выемку и переработку с последующими изоляционными процедурами, включая заграждения и навесы на участке (для недопущения высвобождения пара) для субстанций с высокой концентрацией загрязнения. Сильно загрязненный материал можно также утилизировать вне участка на специализированном полигоне по захоронению опасных отходов.

Такой подход предпочтительно использовать для очагов загрязнения, так как экскавационные работы на всем участке могут привести к значительным рискам безопасности, дополнительным затратам и геотехническим проблемам. Основной проблемой, связанной с этим подходом, может стать повторная мобилизация загрязненной ртутью пыли и ртутных паров (дождь также может вымывать загрязненный ртутью грунт с участка в ходе экскавации или привести к инфильтрации растворимой окисной ртути). Рабочие и жители, находящиеся вблизи участка, должны учитывать риски при проведении таких работ.

Неправильно полагать, что загрязненные участки являются пустынными, так как иногда на них все еще присутствуют сооружения промышленного и других назначений. Снос таких сооружений может привести к значительному высвобождению паров ртути так же, как и при выемке грунта. На загрязненном участке в Павлодаре снос крыши здания 31 привел к высвобождению значительного количества ртутных паров, в результате было объявлено о введении чрезвычайного положения. (Рандалл и соавт., 2007). Это событие еще раз доказывает необходимость проведения точного детального изучения участка и составления концептуальной модели участка до начала основных работ.

Одним из способов снижения риска высвобождений и выбросов ртути в ходе выемки грунта является проведение работ внутри временно изолированного сооружения под отрицательным давлением воздуха и заграждениями, препятствующими распространению на внешних реципиентов. Нижеприведенное изображение (рис. 7) показывает использование укрытия с отрицательным давлением воздуха (обведено черным) в штате Новый Южный Уэльс в Австралии в ходе восстановления участка с летучими загрязнителями, где раньше находился газовый завод (Федеральное правительство Австралии, 2013). Укрытие для устранения неприятного запаха из стальных и тканевых элементов площадью 3800 кв. м. было воздвигнуто в северной части участка Платипус.

Переработка загрязненного материала проходит в укрытии. Воздух, выходящий из укрытия, фильтруется через систему контроля токсичных выбросов перед высвобождением в атмосферу через дымовую трубу (система последовательной очистки и дымовая труба обведены белым). Подобный подход был выбран для восстановления участка в Сполане Нератовице в Чешской республике, где присутствовало загрязнение диоксинами и другими СОЗ (Божек и соавт., 2010).





**Рис. 7:** Восстановительные работы с использованием укрытия для устранения неприятного запаха и последовательным процессом очистки  
Источник: Федеральное правительство Австралии (2013)



**Рис. 8:** Внутренняя обстановка в укрытии в ходе экскавационных работ  
Источник: Федеральное правительство Австралии (2013)

### 7.2.2. Обработка после выемки (промывка и сепарация почвы)

Промывка и предварительная обработка почвы: Ртуть чаще всего задерживается в мелкозернистом грунте и осадочных отложениях с более высокой скоростью впитывания при взаимодействии с глиняными и гумусовыми (органическими) материалами. Физическое отделение мелкозернистой почвы, загрязненной ртутью, от крупного песка и гравия сокращает выходное количество материала, подлежащего локализации. Физическая сепарация — это 3–5-этапный процесс, заключающийся в физической (в т. ч. механической) сепарации посредством просева и промывки почвы с использованием воды или чистящих средств, таких как кислоты, полимеры и ПАВ (Merly и Hube, 2014).

По завершении промывки или сепарации почвы, начинается третий этап обработки с использованием термических процессов.

### 7.2.3. Процессы термической обработки

Процессы термической демеркуризации почвы состоят в применении высоких температур и низкого давления для выделения ртути путем ее улетучивания за счет низкого парового давления, 0,002 мм рт/ст при 25 °C (ATSDR1999). Эти методы также можно применять для удаления других загрязнителей с относительно низким давлением паров, таких как диоксиноподобные полихлордифенилы.

В случае большинства методов термической обработки, необходимо предусмотреть надлежащее обоснование, ввиду опасности, которую может представлять улетучивание ртути. Эмиссии, образующиеся в результате использование этих технологий, могут представлять угрозу экологии, в связи с чем необходимо предусмотреть дорогостоящие средства контроля загрязнения воздуха.

После удаления загрязнения из исходного местонахождения (*ex situ*), загрязнители подлежат термической обработке на месте или за его пределами. Наиболее распространенные технологии:

- » Термодесорбция вне объекта (метод, применяемый на месте загрязнения, описывается ниже в разделе о новых технологиях);
- » Сжигание;
- » Обработка в ретортной печи;

Термодесорбция осуществляется двумя способами: а) косвенная термодесорбция и б) прямая термодесорбция.

*Косвенная термодесорбция* — является рекомендованным методом демеркуризации мест загрязнения. Как правило, осуществляется нагрев внешних стенок нагревательной камеры, вследствие чего тепло передается материалу. При этом, ни пламя горелки, ни газы горения не контактируют напрямую с отходами или отходящими газами (Агентство по охране окружающей среды Великобритании, 2012). Это важно при обезвреживании материалов, загрязненной ртутью или диоксиноподобными полихлордифенилами, так как продукты горения можно непосредственно выпускать в атмосферу, если при этом используется «чистое» топливо, такое как природный газ или пропан. Задача термодесорбции состоит в обеспечении предельно возможного захвата летучих загрязнителей из отработанных газов за счет процесса конденсации. Основным рабочим принципом, отличающим термодесорбцию отхо-

дов от их сжигания, является оптимизированное улавливание десорбированных загрязнителей из газов, вместо их уничтожения в процессе горения (Агентство по охране окружающей среды Великобритании, 2012).

*Прямая термодесорбция* — данный процесс не является рекомендованным для демеркуризации ввиду высокого риска неконтролируемых эмиссий ртутных паров в ходе процесса. Тем не менее, метод применялся в прошлом на некоторых участках загрязнения. Тепло передается напрямую через теплоизлучение от пламени горения и/или путем конвекции от прямого контакта с газами горения. Системы, использующие такой метод теплопередачи, называются системами *непосредственной* или *прямой* термодесорбции (Правительство США, 1998). Хотя и задача состоит также в максимизации улавливания десорбированных загрязнителей из отработанных газов путем конденсации, дополнительные трудности возникают в связи с прямым контактом газообразных продуктов горения, что, в свою очередь, повышает сложность и стоимость обработки отработанных газов системы. Возможны чрезмерно большие эмиссии ртутных паров, диоксиноподобных полихлордифенилов в системах, не имеющих очень высокой степени контроля загрязнения воздуха.

*Обработка в ретортной печи*- Ретортные печи работают при температурном режиме 425–540 °С и под давлением для повышения летучести ртути и сокращения объемов выходных газов (Агентство по охране окружающей среды США, 2007). Они, как правило, используются для обезвреживания малых объемов зараженных почв с высокой концентрацией ртути (>260 м. д.) и неспособны обрабатывать больше 1–2 тонн в день (Merly и Hube, 2014).

*Сжигание*- это процесс разрушения с использованием термического сжигания при высоких температурах с целью ликвидации загрязнителей — в частности, органического происхождения. Метод используется для демеркуризации малых объемов материалов с низкой концентрацией ртутного заражения, но также применим для обработки более крупных объемов материалов с высокой концентрацией ртути (Merly и Hube, 2014).

#### **7.2.4. Технологии выемки и иммобилизации (экскавация и ликвидация)**

В других источниках этот метод также называют процессом «выемки и сброса» с добавлением иммобилизационной обработки. Извлеченные отхо-

ды можно разместить на месте загрязнения с использованием «крышки» или вывезти за пределы места загрязнения на специальный полигон захоронения опасных отходов. Иммобилизация ртутьсодержащих отходов — это способ их обработки, который значительно сокращает вероятность протекания растворимых отходов или улетучивания паров. Среди технологий иммобилизации можно выделить следующие:

- a) амальгамация (с другими металлическими соединениями);
- b) стабилизация (обычно посредством химических реакций с серными соединениями и полимерами);
- c) отверждение (физическая стабилизация путем смешивания с твердым неопасным веществом).

#### **7.2.5. Амальгамация**

Согласно Агентству по охране окружающей среды США (2007), амальгамация — это растворение и отвердевание ртути в других металлах, таких как медь, никель, цинк и олово, в результате чего получается твердое и нелетучее вещество. Это разновидность технологий отвердевания, но без использования химической реакции. Два общих процесса применяются в амальгамации ртути в отходах: водное и неводное замещение. Водный процесс заключается в примешивании мелкодисперсных порошков металлов, таких как цинк и медь, в жидкие отходы, содержащие растворенные соли ртути; металл превращает одно- и бивалентные соли ртути в элементарную ртуть, которая растворяется в металле, в результате чего получается металлический сплав на основе ртути, называемый амальгамой. Неводный процесс заключается в примешивании мелкодисперсных металлических порошков к ртути, растворенной в жидких отходах, с целью получения твердой амальгамы.

Агентство по охране окружающей среды США признала амальгамацию наилучшей из подтвержденных имеющихся технологий для обработки жидких отходов, содержащих ртуть и радиоактивные материалы. Это важно учитывать при выработке планов ликвидации ЧС для мест загрязнения с различными загрязнителями, в том числе, ртутью и радионуклидами.

### 7.2.6. Стабилизация и загрязненной без улавливания ртути.

Процессы стабилизации представляют собой химические реакции, предназначенные для сокращения подвижности отходов и, в определенных случаях, также их токсичности. Процессы отверждения предназначены для изменения агрегатного состояния отходов из жидкого в слякотное или твердое, не изменяя при этом их химическую форму. В связке, эти технологии могут сократить токсичность и подвижность загрязненных отходов. Эти методы часто применяются при обработке загрязненной почвы, илов, золы и жидкостей (Базельская конвенция 2012). Стабилизация и отверждение включают в себя физическое закрепление или фиксацию загрязнителей в стабилизированной массе (отверждение) либо химические реакции с участием стабилизирующего вещества и загрязнителей, с целью сокращения подвижности последних (стабилизация).

Процесс отверждение заключается в примешивании к загрязненной почве или отходам вяжущих веществ, таких как портланд-цемент, серный полимерный цемент, сульфидные и фосфатные вяжущие вещества, цементная пыль, полиэфирные смолы или полисилоксановые соединения для преобразования отходов в грязевую, пастообразную или другую нежидкую форму, с последующим преобразованием в твердую форму (АООС США, 2007).

Отходы можно инкапсулировать двумя способами: микроинкапсулированием и макроинкапсулированием. Микроинкапсулирование — это процесс смешивания отходов с защитным материалом до начала отвердевания. Макроинкапсулирование заключается в заливке защитного материала поверх и вокруг массы отходов, таким образом заключая ее в твердом блоке (АООС США, 2007).

Наиболее распространенным химическим преобразованием является примешивание серы к отходным массам для образования сульфида ртути. Преобразование всей ртути в сульфид ртути целесообразно для сокращения утечек и летучести до допустимых уровней. В целом, HgS образуется путем смешивания ртути и серы в условиях среды в течение определенного времени, пока не будет получен сульфид ртути (II). Для сохранения соединения HgS, возможно будет необходимо прибегнуть к изоляции от среды путем инкапсулирования и помещения на специальный полигон захоронения отходов или постоянное подземное хранилище, так как высокое содержание хлоридов в среде выщелачивания или органических

материалах может привести к повышению высвобождения ртути (Базельская конвенция 2012). Повышенное содержание хлоридов в среде как правило характерно для муниципальных свалок, которые не предназначены для таких отходов.

В отдельных случаях, HgS можно перевести обратно в элементарную ртуть. Если отходы с элементарной ртутью подлежат преобразованию в HgS для окончательной ликвидации, необходимо понимать, что этот процесс обратим.

### 7.2.7. Отверждение/стабилизация с помощью серных полимеров (SPSS)

Дополнительное преимущество процесса стабилизации с использованием полимеров состоит в том, что обратить его достаточно сложно, что предотвращает восстановление элементарной ртути из матрицы. Процесс SPSS<sup>15</sup> состоит из двух этапов: сначала ртуть стабилизируется серой для образования бета-модификации сульфида ртути: López и соавт., 2010, López-Delgado и соавт., 2012), а затем, на втором этапе, образовавшийся сульфид ртути подвергается микроинкапсулированию в полимерной серной матрице при температуре 135 °C, в ходе чего образуется жидкость, которая охлаждается до комнатной температуры в формах, для получения монолитных блоков.

Второй этап дает дополнительное препятствие, которое не дает ртути попасть обратно в среду, тем самым сокращая и вероятность ее преобразования в другие формы ртути. Ртуть подвергается преобразованиям в процессе, который потребляет мало энергии, не сопровождается эмиссиями ртути, потреблением воды или стоками, и в ходе которого не образуются другие отходы (Базельская конвенция 2012).

### 7.2.8. Отверждение/стабилизация с серными микроцементами

Обработка ртутных отходов серными микроцементами — это еще одна технология стабилизации/отверждения, благодаря которой получается твердая матрица, обеспечивающая удержание ртути за счет своего осаждения в виде весьма нерастворимых соединений, таких как оксиды, гидроксиды и сульфиды.<sup>16</sup>

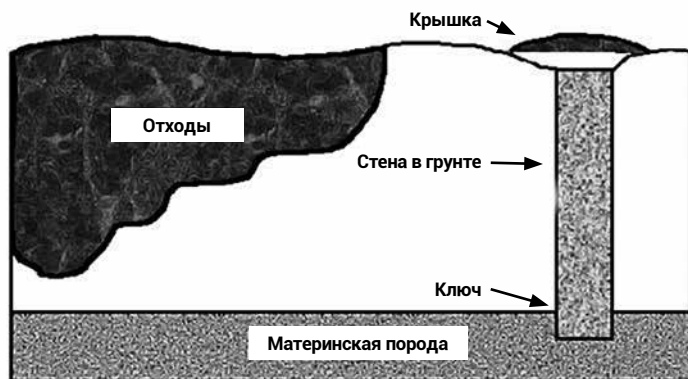
<sup>15</sup> Дополнительная информация: [www.ctndm.es](http://www.ctndm.es)

<sup>16</sup> Дополнительная информация: [info@cementinternationaltechnologies.com](mailto:info@cementinternationaltechnologies.com); [www.cemintech.com](http://www.cemintech.com).

### 7.2.9. Локализация на месте происшествия (in-situ)

Процесс размещения инженерных средств изоляции места заражения ртутью от незагрязненной территории, что включает в себя размещения «пробок» для предотвращения выброса паров. Изготавливаются технические ограждения, способные предотвратить повторное движение ртути горизонтально и вертикально (как через профиль почвы, так и к воздушной среде). Существует множество методов локализации, с использованием различных технологий, таких как возведение вертикальных стен в грунте или диафрагм из раствора (инъекционных завес), путем создания глубоких траншей в грунте вокруг места загрязнения и заполнения их смесями — например, бентонитом/цементом и грунтовыми смесями.

Среди преимуществ этого подхода можно выделить относительную простоту и повсеместную реализацию при низких затратах в сравнении с экскавацией (и рисками, связанными с экскавацией). Изоляция путем создания пробки, паровых барьеров и инъекционных завес также позволяет контролировать миграцию ртути. Среди ограничительных факторов данного подхода можно выделить то обстоятельство, что токсичность и масса ртути при этом не сокращается, поток грунтовых вод может быть нарушен, а возможно загрязненные отходы могут проявиться при выемке траншеи (Merly и Hube, 2014). Долгосрочная эффективность такой локализации также требует мониторинга, и такого рода механизмы могут быть признаны негодными для территорий с повышенной сейсмоактивностью.



**Рисунок 9:** Изоляция с использованием стены в грунте с крышкой, в разрезе



**Рисунок 10:** Копание траншеи и инъекция смеси

### 7.2.10. Ликвидация за пределами участка

Ртутные отходы и осадки, извлеченные в ходе очистительных работ на зараженных участках, подлежащие вывозу за пределы участков, должны соответствовать лицензионным, региональным и/или национальным критериям допустимости, установленным для объекта утилизации отходов, который их принимает. Как правило, это не относится к элементарной ртути, полученной в результате таких процессов, как косвенная термодесорбция или обработка в ретортной печи. Элементарная ртуть — это товар, который можно реализовать на рынке при условии надлежащего использования, согласно Минаматской конвенции по ртути (за исключением ртути, извлеченной из установок по производству хлора-каустика, а также ртути, добытой из шахт для определенных целей). Однако в некоторых юрисдикциях, как, например, в ЕС и США, налагаются ограничения на экспорт элементарной ртути.

В отношении ртутных отходов, в Европе предусмотрены достаточно строгие критерии для объектов утилизации отходов, согласно нормативным положениям: Европейская директива 1999/31/ЕС и Решение 2003/33/Е, Решение от 14/11/2008 1102/2008 и Директива ЕК 2011/97/СЕ.

Ликвидация за пределами места загрязнения обладает и недостатками, такими как высокая стоимость экскавации и перевозки на объекты по утилизации отходов (и возможные процессы предварительной обработки для соответствия критериям объекта по утилизации отходов. В плане долгосрочной устойчивости, это может привести к формированию в ходе реализации проекта больших выбросов в пересчете на  $\text{CO}_2$ , особенно при перевозке больших объемов.

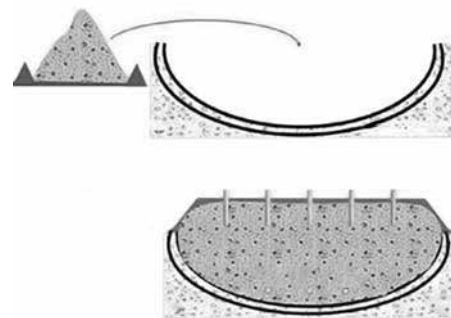
В таблице ниже приведены ограничения к выщелачиванию ртутных отходов, по категориям объектов утилизации отходов (полигонов), от полигонов для инертных отходов до полигонов для опасных отходов.

Предельные значения выщелачивания ртути для разных категорий полигонов, согласно Решению 2003/33/ЕС, Приложение			
Категория полигона	Жидк/тверд = 2 л/кг мг/кг сух. вещество	Жидк/тверд = 10 л/кг мг/кг сух. вещество	Фильтрационный тест, мг/л
Критерии для полигонов для инертных отходов	0,003	0,01	0,002
Критерии для сыпучих неопасных отходов, которые можно помещать в один отсек со стабильными неактивными опасными отходами	0,05	0,2	0,03
Критерии для опасных отходов, принимаемых на полигонах для неопасных отходов	0,05	0,2	0,03
Критерии для отходов, принимаемых на полигонах для опасных отходов	0,5	2	0,3

Источник: BiPro (2010) Требования к объектам утилизации отходов и критерии для ликвидации металлической ртути.

### 7.2.11. Ликвидация на участке загрязнения

Загрязненные отложения и почва, оставшиеся после проведения очистки участка ртутного загрязнения, как правило ликвидируются не вывозом с места загрязнения, а путем захоронения. Это специальный отсек для изолирования отходов, загрязненных ртутью, от окружающей среды. Преимущество состоит в отсутствии транспортных расходов на вывоз на полигон.



**Рисунок 11:** Схема захоронения отходов на участке загрязнения. Источник: Colombano и соавт. (2010)

К основным особенностям «склепа» можно отнести уплотненное малопроницаемое глиняное или цементное основание, с применением гидроизоляции типа полиэтиленов высокой плотности, крышек, извлечение и сбор газов. Это необходимо для предотвращения выхода газа, попадания веществ в дождевую воду или подземные воды, а также мобилизации загрязнителей. Высокие затраты связаны с долгосрочным мониторингом конструкции с целью контроля ее целостности и изолированности загрязнителей. Сооружение также уязвимо к сейсмоактивности.

## 7.3. Новые технологии восстановления почв, зараженных ртутью

### 7.3.1. Электрокинетические технологии

В литературе используется несколько терминов для описания технологий, основанных на одном принципе: электрокинетическая рекультивация, электрокинетическое извлечение, электроочистка, электровосстановление или электродиализ. Три транспортных явления отвечают за электрокинетическое движение ртути в почвах. Например, транспортный механизм для частиц ртути с заряженной поверхностью,  $Hg^0$ , или коллоидных осадков, называется электрофорезом. Благодаря электромиграции, все ионные формы могут быть перемещены на катод или анод. Заряженные, равно как и незаряженные формы, присутствующие в жидкости пор почвы, могут быть перемещены на катод благодаря электроосмосу (Merly и Hube 2014).

Электровосстановление почв, загрязненных ртутью, вкуче с использованием комплексообразователей (ЭДТК), зарекомендовали себя привлекательным альтернативным методом удаления ртути из загрязненных ею почв (Robles и соавт., 2012) (Garcia-Rubio и соавт., 2011). Добавка комплексообразующих веществ позволяет образовывать координационные комплексы, которые усиливают электромиграцию. Работа Garcia-Rubio 2011 показала, что для почвы со сравнительно низкой гидравлической проницаемостью электрокинетическое восстановление с использованием иодита обеспечивает ту же степень эффективности восстановления, как и промывка *in-situ* с оптимальной хелатообразующей концентрацией, однако сроки полномасштабного восстановления сокращаются на несколько порядков.

### 7.3.2. Фиторемедиация

Фиторемедиация заключается в использовании растений для удаления, переноса, стабилизации или уничтожения загрязнителей в почвах, осадочных отложениях или грунтовых водах. Фиторемедиацией называют любые биологические, химические и физиологические процессы, которые происходят под влиянием растений (в том числе ризосферы), и способствуют очищению загрязненных веществ. Растения могут быть задействованы в ремедиации на участке загрязнения, как посредством минерализации токсических органических соединений, так и через аккумуляцию и концентрацию полученных из почвы тяжелых металлов и других неорганических соединений в своих надгрунтовых побегах.

Фиторемедиация может быть применена в условиях *in situ* или *ex situ* для восстановления почв, грязи, осадочных отложений или грунтовых вод (EPA США, 2012). Проводятся исследования эффективности технологий фиторемедиации, заключающихся в использовании растений для удаления ртути из почвы и смешанной среды, — такие как рисовые поля. Такая технология может найти прямое применение на участках, где проводится мелкомасштабная добыча золота, так как рис и рыба (которые часто выращивают в одной и той же местности) являются источником питания для местных жителей и могут быть подвергнуты ртутному заражению в результате добычи. Также технология может оказаться полезной в сельскохозяйственных районах, в которых периодически происходят разливы, из-за которых загрязненные осадочные отложения задерживаются в низинах.

Лабораторные исследования показали, что генетически модифицированный и дикорастущий рис был способен удалить ионы  $Hg^{+2}$  при произрастании в гидропонной питательной среде (Meagher и Heaton, 2005). Потребуется дополнительные изыскания для оценки воздействия неконтролируемых эмиссий через транспирацию растений, а также для того, чтобы не допустить потребления в пищу загрязненного риса. Необходимо внимательно следить за всем жизненным циклом и состоянием растений, гипераккумулирующих ртуть, если существует опасность того, что эти растения могут непреднамеренно быть собраны в качестве урожая или топлива, с тем, чтобы не допустить их поедания или выбросов в атмосферу в результате сгорания.

Помимо риса, на пригодность для ремедиации ртути были также исследованы и тополя. Тополь дельтовидный (*Populus deltoides*) быстро произрастает в различных условиях, в том числе на поймах и на берегах рек (APGEN2003).

Фиторемедиация может найти применение на участках с рассредоточенным заражением ртутью, таких как река Нура и окружающие ее сельскохозяйственные угодья в долине реки Нура, где разливы привели к широкомасштабному загрязнению, которое трудно локализовать традиционными методами. Посадка культур, являющихся гипераккумуляторами ртути (растения, которые могут впитывать и концентрировать в себе определенные загрязнители в 100 или 1000 раз больше, чем почва), может со временем принести значительную восстановительную пользу при сравнительно низких затратах. При этом, необходимо серьезно подойти к вопросу контроля возникающей ртутьсодержащей биомассы.

### 7.3.3. Термодесорбция *in-situ*

Термальная десорбция на участке загрязнения — это технология, к которой прибегают в случаях серьезного загрязнения почвы смесью опасных органических материалов (диоксины, ПАУ, ПХД), при нецелесообразности большой экскавации ввиду геотехнических трудностей, а также при необходимости серьезного сокращения времязатрат (Merly и Hube 2014). Процесс заключается в подведении тепла и выпаривания почвы, и может применяться на участках загрязнения ртутью или сочетанием ртути и диоксинов. Эксперименты продемонстрировали удаление ртути вплоть до 99,8% из матриц почвы с использованием метода тер-

модесорбции in situ (Merly и Hube, 2014), однако эта технология все еще находится на стадии доработки.

Данный процесс очень энергоемкий и требует обширной сети буровых скважин для нагрева и дренажа паров. Также может быть затруднительным контроль случайных выбросов ртутных паров. Кроме того, большое количество буровых скважин представляет опасность утечки загрязняющих веществ в прилегающие пресноводные горизонты — должен быть предусмотрен строгий контроль физической целостности изоляции скважин.

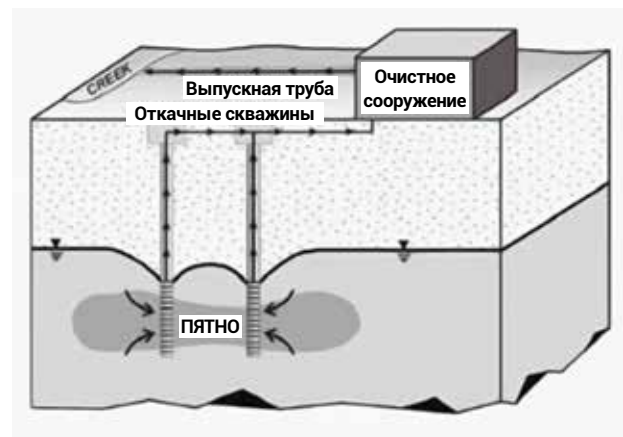


**Рисунок 12:** Полномасштабная термальная десорбция in situ на участке заражения органическими соединениями в США Источник: Merly и Hube (2014).

## 7.4 Опробованные технологии обработки воды, загрязненной ртутью

### 7.4.1. Перекачка и обработка

Это наиболее распространенный способ демеркуризации загрязненных грунтовых вод. Он находит применение в обработке ртутьсодержащих минерализованных пластовых вод — эта категория загрязнения часто встречается на территориях хлор-щелочных производств. Метод заключается в бурении скважин в участок загрязнения грунтовых вод, выкачке загрязненной воды на поверхность и обработке воды различными средствами фильтрации. Проектная задача состоит в захвате всего пятна загрязнения (или, по крайней мере, большей его части) за определен-



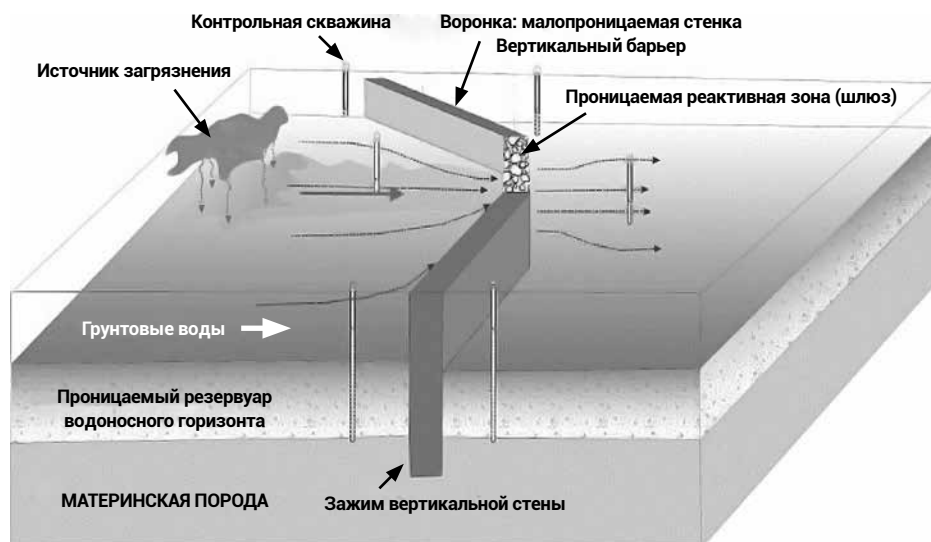
**Рисунок 13:** Принципы перекачки и обработки. Геолого-геофизический факультет Техасского механико-сельскохозяйственного университета

ный период времени (поскольку долгосрочное техническое обслуживание весьма дорогостояще), и обработке воды до низкого уровня ртутного заражения.

Эффективность системы перекачки и обработки зависит от гидрогеологии и категории загрязняющих веществ; процесс очень длительный.

### 7.4.2. Проницаемые реактивные барьеры

Другой важной технологией, используемой в обработке воды, загрязненной ртутью, является сооружение проницаемых реактивных барьеров (ПРБ). Технологии ПРБ представляют собой методы обработки грунтовых вод в условиях in situ, путем удаления ртути из грунтовых вод, которые протекают через перегородку, изготовленную из проницаемого материала, обладающего сорбционными свойствами или способного химически восстановить ртуть. Ртутное пятно перехватывается непроницаемой перегородкой, расположенной перпендикулярно потоку грунтовых вод, с целью создания воронки в направлении реактивной проницаемой зоны («шлюз»), где происходит удаление ртути. Роль этих боковых перегородок выполняют, как правило, стены в грунте (Merly и Hube, 2014).



**Рисунок 14:** Принцип «воронки и шлюза» для ПРБ (адаптировано из Colombano и соавт., 2010)

Данная технология используется в Европе, Австралии и США на множестве участках для обработки целого ряда загрязняющих веществ, в том числе хлоросодержащих растворителей, углеводородов и неорганических соединений. Такие реактивные материалы, как медь, пирит и гранулированный активиро-

ванный уголь (ГАУ), широко используются для фильтрации и превращения в реактивном «шлюзе» барьера.

Основным преимуществом данной системы является низкая стоимость, в сравнении с системами перекачки и обработки. Однако использование ГАУ для абсорбирования ртутных соединений требует регулярного мониторинга и замены при насыщении; материал затем должен быть обработан, как ртутьсодержащие отходы, с соответствующими затратами.

## 7.5. Перспективные технологии обработки воды.

В разработке находится ряд технологий обработки воды, загрязненной ртутью, но эти проекты находятся, главным образом, на стадии экспериментальных разработок. Среди них:

- » Биоремедиация
- » Нанотехнологии
- » Альтернативные сорбционные материалы
- » Альтернативная коагуляция и флокуляция

Эти технологии находятся на раннем этапе разработки и не рассмотрены детально в настоящем документе, однако с обсуждением их относительных преимуществ можно ознакомиться в работах Dash и Das (2012) и Merly и Hube (2014).



# 8. ЛИКВИДАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДИОКСИНАМИ И ПХД

## 8.1. Альтернативные методы без использования сжигания

Настоящий документ посвящен преимущественно восстановлению участков, загрязненных ртутью. Однако, в ряде участков Казахстана были зафиксированы загрязнения диоксинами и диоксиноподобными полихлордифенилами (ПХД). Хотя и некоторые ремедиационные решения для ртути также актуальны и для устранения загрязнений диоксинами и ПХД (изоляция *in situ*, захоронение и т. д.), характерные для ртути и диоксинов химические свойства могут влиять на целесообразность использования тех или иных вариантов ликвидации. Ртуть можно восстановить через процессы улетучивания и дистилляции, включая *косвенную* термодесорбцию. Восстановленную элементарную ртуть затем можно реализовать в качестве товара, или разместить на хранение в качестве отхода. Диоксины и ПХД подлежат уничтожению согласно Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях и должны быть уничтожены или утилизированы экологически безопасным путем.

В прошлом, для уничтожения ПХД и диоксинов применялось высокотемпературное сжигание. Этот метод представляется проблематичным, так как остатки процесса (как правило, зольный унос) остаются загрязненными и должны быть

переданы на постоянное хранение в условиях изоляции. Кроме того, даже при оптимальной эксплуатации наиболее технически совершенных сжигателей происходит выброс определенной доли диоксинов и диоксиноподобных ПХД в атмосферу через такие процессы, как синтез *de novo* временного разреза (Weber и соавт., 2001). Зольный унос обычно погребают глубоко в соляных шахтах, которые подвержены нестабильности и опасности утечек. Сейчас существует ряд альтернативных технологий и процессов, которые были коммерчески разработаны с целью уничтожения загрязнений диоксинами и ПХД до уровней, одобренных надзорными органами. Среди этих технологий можно выделить следующие:

- » Газофазовое химическое восстановление (GPR)
- » Натриевое восстановление
- » Катализируемое основанием разложение (BCD)
- » Технология сольватированного электрона
- » Сверхкритическое водное окисление<sup>17</sup>
- » Помол в шаровой мельнице

<sup>17</sup> Подробнее см. Luscombe (2001) Non-incineration PCB Destruction Technologies. Greenpeace International. <http://www.istas.net/portada/cops8.pdf>

- » Разрушение с помощью меди (CMD)
- » Каталитическая гидрогенизация

Некоторые из перечисленных технологий эффективно работают в tandem с установками предварительной обработки, такими как установка косвенной термодесорбции. Эти технологии прошли оценку несколькими экспертными комиссиями с момента их представления, и уже есть в наличии большой объем данных по их практическому применению, а также по потенциальным рискам (Luscombe 2001, IPEN Dioxin, PCBs and Waste WG 2010, US EPA 2010, UNEP 2004). Некоторые из них внесены в перечень экологически безопасных технологий для обработки отходов, содержащих стойкие органические загрязнители (СОЗ) (Базельская конвенция 2007), а также прошли проверку специальной экспертной комиссией Стокгольмской конвенции (UNEP — EG VAT/VER 2006).

В некоторых случаях эти технологии необходимо применять в последовательности процессов очистки, в рамках которого ПХД или диоксины удаляются или отделяются из более крупной матрицы, такой как почва, а затем намного меньший объем концентрированного загрязнителя должен быть подвергнут уничтожению с использованием одной из технологий, перечисленных выше.

**Пример 1: Последовательность процессов очистки для отходов с содержанием ГХЦГ, ГХБ и диоксинов из участка загрязнения в Сполане, в Чешской Республике: Косвенная термодесорбция и BCD**



**Рисунок 15:** Установка косвенной термодесорбции в Сполана Наратовиче, Чешская Республика.

Установка термодесорбции нагревает загрязненные материалы до 500–600 °С, приводя к десорбции при отсутствии кислорода, а СОЗ собираются фильтрационной и конденсационной системой. Установка разложения, катализируемого основанием (см. ниже) затем уничтожает образованный концентрат.

**СКОРОСТЬ РАЗРУШЕНИЯ ДИОКСИНОВ, КОР В СПОЛАНЕ**

Материал	На входе нг/кг I-TEQ	На выходе, масляная матрица нг/кг I-TEQ
Химические отходы	209 000	0
Химические отходы	200 000	4,3
Химические отходы	11 000	0,23
Химические отходы	47 000	0
Химические отходы	35 000	0
Пыль	1620 000	0,52

Некоторые технологии могут использовать по отдельности для разрушения отходов с ПХД и диоксинов, без необходимости задействовать последовательность обработки.



**Рисунок 16:** Установка катализируемого основанием разложения в Сполана Наратовиче, Чешская Республика, на стадии строительства.

## ОБЗОР ТЕХНОЛОГИЙ, НЕ ИСПОЛЬЗУЮЩИХ СЖИГАНИЕ

	Способны показать высокую ЭУ*	Локализация всех осадков и отходов	Коммерческая доступность	Опыт коммерческого использования в отношении СОЗ	Поставщики
Помол в шаровой мельнице	Да	Высокая	Да	Средний	Несколько
Катализируемое основанием разложение	Да	Высокая	Да	Обширный	Несколько
Каталитическая гидрогенизация	Да	Высокая	Да	Ограниченный	Два
Разрушение с применением меди	Да	Высокая	Да	Оч. огранич.	Один
Газофазовое химическое восстановление	Да	Высокая	Да	Средний	Один
Технология сольватированного электрона	Да	Высокая	Да	Ограниченный	Один
Натриевое восстановление	Да	Высокая	Да	Обширный	Множество
Сверхкритическое водное окисление	Да	Высокая	Да	Средний	Несколько

Прим.: Обширный – много лет коммерческого использования через нескольких поставщиков. Средний – много лет коммерческого использования через одного или нескольких поставщиков. Ограниченный – несколько лет использования через хотя бы одного поставщика. Очень ограниченный – технология доступна только через одного поставщика с ограниченным опытом эксплуатации.

Эффективность уничтожения (ЭУ) рассчитывается исходя из общей массы СОЗ, подаваемой в процесс, по отношению к сумме СОЗ во всех продуктах, побочных продуктах и выбросах в среду (напр., газообразные, твердые и жидкие), т.е., при расчете ЭУ учитывается полное разрушение СОЗ в отдельно взятом процессе.

Эффективность уничтожения и удаления (ЭУУ) рассчитывается исходя из всех СОЗ, подающихся в процесс, по отношению к концентрации в отходящих газах. При этом не учитываются выбросы в твердых и жидких отходах.

### 8.1.1. Газофазовое химическое восстановление

Австралийский завод газофазового химического восстановления, находящийся в городе Квинана, на западе страны, работал с мая 1995 года по декабрь 2000, обрабатывая отходы с ПХД и пестицидами (в т. ч. ДДТ) для государственных и промышленных заказчиков со всей Австралии. Попутно было также проведено исследование, изучающее возможность эффективного использования процесса газофазового химического восстановления для разрушения высокохлорированного ГХБ. Завод в Австралии был закрыт и перевезен за границу когда все хлорированные опасные отходы в Австралии были ликвидированы.

Примерно в это же время компания, разработавшая технологию газофазового химического восстановления, Eco Logic, построила несколько малых демонстрационных установок и успешно справилась с обработкой различных видов органических отходов, в числе которых были и боевые отравляющие средства, взрывчатые вещества, пестициды, бромированные огнестойкие добавки, холодильные агенты на основе хлорфторуглеродов, ГХБ и диоксины. Была установлена пригодность технологии к разрушению органических отходов во всех матрицах, включая почву, осадочные отложения, масла с высокой концентрацией, смолу, водянистые отходы, древесные отходы и крупные твердые отходы, такие как электрооборудование, кор-

пуса и бочки. Ученый, который разработал эту технологию, д-р Даг Холлет, с 90-х годов успешно усовершенствовал систему газофазового химического восстановления и в настоящее время занимается реализацией технологии через свою компанию «Natural Energy Systems Inc.». Все подробности экспертной оценки CLU-in по этой технологии доступны.<sup>18</sup>

Хотя и газофазовое химическое восстановление признано зарекомендовавшей себя технологией без сжигания для ликвидации таких СОЗ, как диоксин и диоксиноподобные полихлордифенилы, были разработаны и другие технологии без использования сжигания, у которых имеется целый ряд применений, связанных с ликвидацией СОЗ. В следующих двух таблицах приведены эти технологии, их

применения и некоторые ограничивающие факторы, а также относительные данные по стоимости. Таблицы приведены из презентации, подготовленной д-ром Дэрилом Ласкомбе, и показанной представителями Agnika на конференции «Казахстан без токсических веществ», прошедшей в Астане в августе 2014 года.

В заключение, технологии без использования сжигания коммерчески доступны для разрушения СОЗ и достаточно эффективны для того, чтобы отвечать основным требованиям Стокгольмской конвенции по обработке отходов, содержащих СОЗ. Технологии без использования сжигания не приводят к дальнейшим выбросам диоксинов и других СОЗ в среду, и поэтому считаются предпочтительным методом обработки отходов, содержащих СОЗ.

---

18 US EPA CLU-IN [http://clu-in.org/download/partner/vijgen/NATO\\_EcologFactSheet\\_3.pdf](http://clu-in.org/download/partner/vijgen/NATO_EcologFactSheet_3.pdf)

# 9. ТЕХНИКА БЕЗОПАСНОСТИ И ОХРАНА ТРУДА НА УЧАСТКАХ ЛОКАЛИЗАЦИИ

В соответствии с задачами проекта, наращивание социального потенциала за счет свободного обмена информацией является фундаментальным условием обеспечения взаимосвязи между охраной труда и обеспечением безопасности местного населения; это означает, что все отчеты об исследовании участка загрязнения, планы по безопасности и охране труда, реестры рисков, планы ремедиации и планы транспортировки и обработки отходов должны быть доступны всем заинтересованным сторонам для обсуждения и доработки, в максимально сжатые сроки.

Ремедиация (восстановление) участка загрязнения может включать несколько этапов:

- » Предварительное исследование участка
- » Подробное исследование участка
- » Управление участком
- » Ремедиация, контроль и дальнейшее управление.
- » Перевозка и обработка отходов.

Вопросы охраны труда и обеспечения безопасности населения должны разбираться на всех этапах процесса. Также необходимо принимать во внимание, что

работники на участке должны иметь специальное защитное и мониторинговое оборудование, которое не может быть доступно лицам, находящимся за пределами участка; также, для работников должно предусматриваться ограниченное время нахождения на участке (меньше 8 часов в день). Пороговые уровни срабатывания сигнализации обнаружения неконтролируемых эмиссий должны быть настроены из соображений безопасности персонала, находящегося за пределами участка загрязнения, с учетом отсутствия у него защитного оборудования и долгого нахождения под влиянием возможных эмиссий (до 24 часов в сутки).

Во всех расчетах допустимых концентраций загрязнения воздуха, основанных на уровнях риска, а также периодов усреднения, должна учитываться эта разница; кроме того, расчеты должны регулироваться с поправкой на уязвимые категории лиц (напр., дети, пожилые, беременные и лица с ослабленным иммунитетом).

## 9.1. Обзор

Загрязненные участки могут представлять угрозу здоровью работникам и местным жителям при проведении исследований и ремедиации, и несмотря

на то, что эти риски могут варьироваться в зависимости от воздействий на участке и за его пределами, они должны быть учтены в единой системе, с целью обеспечения прозрачности и подотчетности.

Факторы риска могут возникать на любом этапе работ на участке, и могут включать другие тяжелые металлы в дополнение к ртути, а также летучие органические растворители, углеводороды, пестициды, промышленные химикаты или даже стойкие органические загрязнители и радиоактивные вещества. Эти загрязнители могут быть в твердой, жидкой, парообразной и пылеобразной форме в почве, воздухе или грунтовых водах. Среди других возможных опасностей можно выделить пожары, взрывы, закрытые пространства, газопроводы и электричество, механизмы, а также риски при ручных манипуляциях и транспортировке. В некоторых бывших и действующих зонах конфликта загрязненные участки могут также скрывать в себе захороненные неразорвавшиеся боеприпасы. Особые меры предосторожности необходимо принимать при исследовании участков с захороненными неразорвавшимися боеприпасами; как можно раньше необходимо получить консультацию у специалистов оборонных ведомств, обладающих опытом в поиске и нейтрализации таких устройств. Обширное предварительное исследование участка, в том числе всех его прошлых назначений, поможет в определении возможного наличия радиоактивных материалов и неразорвавшихся снарядов, а также в определении целесообразности более тщательного исследования на предмет наличия таких материалов.

Управление и контроль участка загрязнения должен заключаться в обеспечении защиты работников и местных жителей от возможных опасностей. Помимо того, что у работодателей есть обязанность соблюдать интересы своих сотрудников, общее управление участком — это обязательство перед более широкой группой лиц, проживающих на прилегающих территориях. Работа на загрязненных участках может представлять риски, связанные с опасными веществами в неконтролируемом состоянии, при чрезвычайной нехватке или полном отсутствии информации об их характере и концентрации. Должны быть приняты меры предосторожности и предполагаться, что участок содержит значительные угрозы безопасности и здоровью персонала и населения. Подозреваемые участки загрязнения должны считаться опасными, пока не будет доказано обратное.

## 9.2. Обязанность соблюдать интересы и социальная ответственность

Управление участками загрязнения должно предусматривать следующее:

- » Обеспечивается полное согласование со всеми соответствующими законодательствами по здоровью и безопасности, а также осуществляется взаимодействие с работниками и государственными представителями по ТБ и охране труда.
- » Сотрудникам и другим работникам должна предоставляться система ТБ и ОТ, защищающая их от опасностей.
- » Местное население уведомляется об опасностях, связанных с участком, а также защищается от них. Это включает пыль, пары, загрязненные воды и почвы.
- » Все работники должны получать соответствующие сведения по участку, а также инструкции, обучение и курирование по безопасной работе, исключающей воздействие опасностей;
- » На бесплатной основе работникам должна предоставляться защитная одежда и оборудование, если таким образом опасность можно понизить до допустимых уровней.
- » Все установки должны быть сооружены и возведены таким образом, чтобы обеспечивалась их безопасная эксплуатация;
- » Все действия по манипулированию, обработке, хранению, транспортированию и ликвидации веществ на участке должны выполняться таким образом, чтобы не подвергать воздействию опасностей работников или население.
- » Все отчеты об исследовании участка загрязнения, планы по безопасности и охране труда, реестры рисков, планы ремедиации и планы транспортировки и обработки отходов должны быть свободно доступны для всех заинтересованных лиц.

## 9.3. Реестры рисков

Управление загрязненными участками должно предусматривать для работников и местного населения доступ к регулярно обновляемому реестру рисков, в котором определяются возможные опасности, представляется оценка риска получения увечий и вреда здоровью, а также меры, предусмотренные для ликвида-

ции или сокращения таких рисков. Работники и местное население должны быть защищены мерами снижения рисков.

Применение иерархической системы мер контроля, начиная от наиболее эффективных и заканчивая наименее эффективными, среди которых:

1. Устранение — удаление фактора риска или опасного условия работы.
2. Замена — замена фактора риска или опасного условия работы менее опасным.
3. Изоляция — отделение фактора риска или опасного условия работы от работников (системы ограждений, удаленный доступ или физические барьеры).
4. Инженерные средства — модификации инструментов или оборудование или защитных средств оборудования.
5. Административные средства — нормативы труда, сокращающие риск; подготовка и обучение, а также предупредительные знаки.
6. Средства индивидуальной защиты (СИЗ) — предоставляются тогда, когда другие средства контроля уже были применены, но степень защищенности необходимо увеличить.
7. Постоянный мониторинг и оценка мер контроля — для дальнейшего обеспечения эффективности и защиты от непредвиденных последствий.

Частота мониторинга и оценки должна основываться на уровне риска, категории рабочей практики, категории оборудования или агрегата, а также факторах среды.

## 9.4. Информация и обучение

Управление участками загрязнения должно предусматривать следующее:

- » Информация и обучение всем опознанным опасностям в виде реестра рисков должны быть предоставлены работникам и широкой общественности. Это должно включать в себя информацию об известных и подозреваемых загрязнителях.
- » Инструктаж, обучение, подготовка, информирование и курирование по технике безопасности должны быть предоставлены всем работникам.
- » Особое обучение должно быть предоставлено работникам, имеющим дело с опасными веществами, что включает в себя ознакомление с возможными

последствиями для здоровья, мерами контроля, меры реагирования на ЧС и правильное использование СИЗ.

- » Необходимо вести учет всего инструктажа и обучения по работе с опасными веществами.
- » Все работники должны пройти подготовку по процедурам аварийной эвакуации и эти же процедуры должны быть доступны местным жителям, попавшим в группу риска, для содействия в обеспечении безопасности в случае возникновения экологической опасности за пределами участка.

## 9.5. Курирование

Должно быть предусмотрено надлежащее курирование всех работников с целью обеспечения их защиты от опасностей, а также для предоставления им возможности самостоятельно заботиться о своей и чужой безопасности и здоровье.

Что для этого требуется:

- » Кураторы должны обладать соответствующими навыками, знаниями и полномочиями для выполнения своих обязанностей.
- » Должно предусматриваться их постоянное обучение с регулярным повторением процедур безопасности.
- » Необходимо поддерживать СИЗ в рабочем состоянии.

## 9.6. Контроль перевозки и хранения загрязнителей

**Общие принципы контроля хранения и перевозки:**

- » Доступ дается только уполномоченному персоналу.
- » Хранить загрязнители необходимо в холодном, безопасном и проветриваемом месте с маркировкой, обозначающей материал, концентрацию, риски и меры контроля.
- » Обязательно следить за атмосферным загрязнением и температурой в хранилищах, держать их на установленных уровнях.
- » Необходимо выбирать подходящую тару для хранения, с такими свойствами, как устойчивость к коррозии и растворителям.
- » Важно следить за тем, чтобы все емкости имели правильную и заметную маркировку.

- » Любые неизвестные вещества должны иметь маркировку «НЕИЗВЕСТНОЕ ВЕЩЕСТВО — СОБЛЮДАТЬ ОСТОРОЖНОСТЬ».
- » Обязательно проверять совместимость веществ и хранить несовместимые вещества отдельно. Необходимо избегать рисков смешивания и взаимозагрязнения.
- » Необходимо проверять все емкости на предмет наличия утечек и просачивания.
- » Обязательно наличие аварийного оборудования и средств пожаротушения.
- » Обязательно предусмотреть продуманную процедуру эвакуации, с проведением регулярных отработок нештатных ситуаций.
- » Обязательна проверка изолированности всех загрязнителей перед и в ходе перевозки.
- » Необходимо обеспечить обеззараживание всего оборудования и установок перед отбытием с участка.

Все химикаты, загрязненная почва и жидкость, должны храниться и перевозиться в строгом соответствии с законодательством.

### 9.7. Обустройство рабочего места и средства первой медицинской помощи

Необходимо выработать конкретные требования к материальной оснащенности на загрязненном участке, в рамках трудового планирования. При необходимости, желательно предусмотреть чистые средства обеззараживания, в том числе:

- » душевые;
- » рукомойники;
- » установки для промывки глаз;
- » отдельное стерильное помещение;
- » помещение для обеззараживания всего оборудования, в том числе промывочные установки для грузовиков. При высоком уровне загрязнения необходимо предусмотреть отдельный блок обеззараживания для работников, в дополнение и отдельно от других санитарных и моечных средств.
- » При ртутном отравлении необходимо профессиональное медицинское вме-

шательство и лечение, которые включают хелатирующую терапию (ускорение выведения ртути из организма), а также изоляцию работника от источника ртутного загрязнения, пока лечение не будет завершено, а источник загрязнения не будет ликвидирован.

### 9.8. Мониторинг вредного воздействия

Мониторинг вредного воздействия — это средство измерения подверженности работников участка опасному влиянию загрязнителей. В некоторых случаях, мониторингом целесообразно охватить и местных жителей. Мониторинг вредного воздействия должен проводиться компетентным специалистом в соответствии с установленными стандартами мониторинга. Все результаты мониторинга должны быть доступны для всех лиц, подверженных риску вредного воздействия опасных загрязнителей. В случае участков с ртутным загрязнением биологический мониторинг, заключающийся в регулярном отборе проб волос, может составлять программу мониторинга вредного воздействия; анализ проб должен проводиться в аккредитованной лаборатории с процедурами контроля качества и опытом интерпретации результатов анализа.

### 9.9. Программы наблюдения за состоянием здоровья

В дополнение к уже изложенным требованиям к опасным веществам, также необходимо предусмотреть программы наблюдения за состоянием здоровья работников и местного населения, которые были подвержены воздействию особо опасных веществ. Ниже приведены некоторые из таких веществ:

- » асбест;
- » неорганический мышьяк;
- » неорганический хром;
- » неорганическая ртуть;
- » кадмий;
- » свинец;
- » метилртуть;
- » полициклические ароматические углеводороды (ПАУ);
- » кристаллическая двуокись кремния;



- » таллий;
- » фосфорорганические пестициды.
- » Стойкие органические загрязнители (СОЗ)

Санитарные реестры могут вести местные медработники, под руководством опытных врачей-клиницистов и токсикологов. Работники и/или местные жители, находящиеся в группе риска, подлежат добавлению в такой реестр, с последующим долгосрочным мониторингом их состояния здоровья. Преимуществом тако-

го подхода является то, что местные медработники могут обучиться выявлению ранних признаков опасного воздействия определенных загрязнителей и определению ранних стадий симптоматики у пациентов, которые иначе бы остались без диагноза. Реестр также может помочь в определении групп индивидов, страдающих патологиями, связанными с загрязнением, в населенном пункте, в котором могут находиться заброшенные участки загрязнения, способствующие длительно-му опасному воздействию на население.

# 10. ЗАГРЯЗНЕННЫЕ УЧАСТКИ КАЗАХСТАНА — СИТУАЦИОННЫЕ АНАЛИЗЫ

В данном разделе отчета представлен ряд ситуационных анализов по казахстанским участкам с загрязнением ртутью, диоксинами и диоксиноподобными ПХД. В кратком описании указано местоположение и характер загрязнения, а восстановительные мероприятия предлагаются в контексте всеобщего общественного участия и долгосрочных целей по улучшению социальных условий путем экологической реабилитации пораженных районов. Вместо того, чтобы рассматривать восстановление участков в исключительно научном контексте, в данном разделе предлагается подход «коллективного воздействия» и подчеркивается преимущество распространения информации в обществе о проблемах, возникающих в результате загрязнения, а также коллективного социального реагирования на ситуацию, что ведет к наращиванию социального потенциала и повышению устойчивости населенных пунктов.

## **10.1 Крупномасштабное загрязнение ртутью в Казахстане и Конвенция о ртути: выработка подхода «коллективного воздействия» к вовлечению гражданского общества.**

Процесс решения санитарных, экологических и экономических проблем, связанных с участками загрязнения ртутью, посредством сотрудничества широкого ряда организаций гражданского общества и местных общин — в условиях повышенного общественного доступа к информации — сможет повысить общественную осведомленность, нарастить потенциал и расширить полномочия гражданского общества.

Для коллективного воздействия необходимо ответственное участие различных сторон из разных секторов, с едиными намерениями, для решения поставленной задачи (Kania и Kramer, 2011). В отличие от большинства других видов сотрудничества, инициативы коллективного воздействия используют для своей реализации централизованную инфраструктуру и структурированный процесс, способствующий принятию взаимодополняющих мер. Хотя этот подход главным образом используется для решения сложных социальных проблем, он также использовался для очистки и восстановления водосборного бассейна реки Элизабет в штате Вирджиния, США (Kania и Kramer 2013).

Казахстан столкнулся с серьезной угрозой, исходящей от исторического наследия военного и промышленного загрязнения советской эпохи (и многие про-

изводства все еще действуют), что имеет негативные последствия для здоровья нации, экологии и экономического развития. Особенно остро стоит проблема ртутного воздействия, возникшего в результате двух конкретных примеров «наследственного» промышленного загрязнения. Первый пример — это ацетальдегидный цех каучукового завода на реке Нура в городе Темиртау, в центральной части Казахстана, а второй пример — это хлор-каустический цех химического завода близ города Павлодара на севере Казахстана. Это примеры устойчивого и обширного влияния ртутного загрязнения, представляющего серьезные риски для здоровья человека и экологии региона, а также негативные последствия для местной экономики. Формирование понимания сущности и масштабов ртутного загрязнения может стать отправной точкой для проведения межотраслевой работы совместно с гражданским обществом в целях борьбы с загрязнением ртутью на национальном, региональном и местном уровнях.

#### 10.1.1. Состояние окружающей среды

Когда ртуть попадает в окружающую среду, начинается процесс метилирования, в результате которого получается метилртуть (MeHg) — наиболее опасная форма ртути для человека и окружающей среды (Ullrich и соавт., 2007). Неорганическая ртуть быстро превращается в метилртуть в водных системах, накапливается в водной биоте, происходит ее биомагнификация по пищевой цепи, что ведет к нарушению репродуктивной и неврологической функции рыбоядных рыб и млекопитающих, даже при изначально низких концентрациях вещества (ВОЗ, 1990). Воздействие метилртути на животный мир проявляется в гибели особей, понижении их репродуктивной функции, замедлении роста и патологиях развития, а также изменении поведения, что может повлиять на выживаемость. Кроме того, метилртуть может повлиять на эндокринную систему рыбы и потенциально нарушить развитие и репродуктивную функцию (EPA США 2014).

Трофические отношения в водной среде являются основным маршрутом заражения ртутью людей. Метилртуть практически на 100% впитывается телом человека и воздействие вещества проявляется в ряде неврологических патологий, таких как атаксия, дефицит поля зрения, задержка в умственном развитии, детский церебральный паралич и конвульсии (ВОЗ, 1990). Метилртуть, попавшая в орга-

низм беременной женщины, может попасть в плод, что может иметь многообразные последствия: от небольших задержек в умственном и двигательном развитии, до детского церебрального паралича, в зависимости от количества поглощенной метилртути, а также в какое время она попадала в организм (Marsh и соавт., 1995, Voishio и Henschel 2000). Воздействие метилртути на этапе развития может приводить к понижению коэффициента умственного развития (IQ), что сопровождается понижением успеваемости в школе и нарушениями в личностном развитии (Bellanger, M, и соавт., 2013).

#### 10.1.2 Ситуационный анализ 1: Ртутное загрязнение реки Нура и прилегающих территорий

Река Нура, начинающаяся в горах Кызылтас в центре Казахстана, далее проходит через индустриально развитый регион вокруг Караганды и впадает в оз. Тенгиз в Коргалжынском заповеднике, имеющем международное значение. Общая длина реки — 978 км. Эти водно-болотные угодья стали первой территорией Казахстана, получившей статус охраняемой по Рамсарской конвенции, а в озере Тенгиз обитает свыше 300 видов мигрирующей водоплавающей дичи, многим из которых грозит вымирание. На протяжении многих десятилетий, ацетальдегидный цех завода «Карбид» в Темиртау — города на реке Нура — выбрасывал большие объемы ртутных отходов и других загрязнителей в реку, пока его не закрыли в 1997 году (Ullrich и соавт. 2007, Nekvapilová 2015).

В реку попадали миллионы тонн зольного уноса из электростанции, в результате чего формировался сильно загрязненный «техногенный ил», который распространяется по пойме во время весенних разливов (Heaven и соавт., 2000). В 2003 году Всемирный банк выделил казахстанскому правительству 40 млн. долларов США для проведения долгосрочной ремедиации ртутного загрязнения. Работа началась в 2007 году и была завершена в 2013 (Nekvapilová 2015). До начала программы ремедиации поверхностный слой почвы в пойме реки содержал, по подсчетам, 53 тонны ртути, а иловые отложения по берегам реки — около 65 тонн, в дополнение к 62 тоннам ртути, попавшим в болото Жаур, приблизительно в 1,5 км от города Темиртау.

Сезонные гидрологические условия на реке Нура ограничивают концентрацию ртути в поверхностных водах — львиная доля ртутных масс активизируется

во время ежегодных разливов реки, когда загрязненные донные осадки приводят в движение (Ulrich и соавт. 2007). Осадки, находящиеся в пределах 20-километрового сегмента реки, вниз по течению от промстоков, имели высокую степень загрязненности. Концентрации, превышающие предельно допустимые казахстанским законодательством 2,1 мг/кг, были обнаружены на расстоянии 75 км вниз по течению от Темиртау, в Ынтымакском водохранилище, а в 60 километрах вниз по течению были зафиксированы ртутные концентрации свыше 10 мг/кг (замеры голландских экспертов) (Heaven и соавт. 2000)

Жаурское болото, находящееся прямо за пределами города Темиртау, и на расстоянии меньше 1 км от ближайших деревень, имело чрезвычайно высокие концентрации ртути, и возникли серьезные опасения о долгосрочном санитарном состоянии источника питьевой воды для жителей деревень. В рыбе зафиксированы повышенные концентрации ртути на расстоянии более чем 100 км вниз по течению от источника, и для большинства видов не наблюдалось значительного понижения концентрации ртути на этой дистанции. По мнению экспертов, это может быть обусловлено речным переносом метилртути с участков вверх по течению, или увеличенной выработкой метилртути вниз по течению (Ullrich и соавт. 2007).

В 2009 было проведено исследования концентраций ртути в образцах волос, взятых у жителей города Темиртау и четырех сел в пойме реки (Чкалово, Гагаринское, Самарканд и Ростовка), в диапазоне от 1,5 до 35 км от промстоков. Исследование показало, что у 17% населения показатели превышали установленное АООС США предельно допустимое значение 1 мкг/г содержания ртути в волосах, и эти люди были отнесены в группу риска (Hsiao и соавт., 2009).

В двух наиболее крупных населенных пунктах (Темиртау и Чкалово) многие жители выражали беспокойство о загрязнении ртутью и не употребляли в пищу рыбу, которую ловили. Продавцы рыбы на рынках сказали, что понимают опасность содержания ртути в рыбе, и часто сообщали о происхождении своей рыбы (Hsiao и соавт. 2009). Тогда как в этих двух крупных населенных пунктах у жителей наблюдалось определенное понимание ртутного загрязнения и, возможно, потребление рыбы было более низким, в трех пойменных селах жители потребляли в пищу значительно больше рыбы местного улова, чем привозной — вплоть до 80% от всего рыбного рациона. В дополнение к этому исследованию было

установлено, что приблизительно 84% всех проб рыбы превышали казахстанскую предельно допустимую норму в 0,3 мкг/г, а 33% превысили пороговый уровень 0,5 мкг/г (Hsiao и соавт. 2009).

Резюме результатов и воздействия ртутного загрязнения реки Нура:

Опасные уровни загрязнения ртутью в донных осадках реки, почвах поймы и рыбе; нехватка чистой воды, чистой рыбы и чистых сельскохозяйственных угодий приводит к понижению экономических показателей.

- » Возможные негативные последствия для здоровья взрослого населения, связанные с ртутью.
- » Возможные нейротоксические последствия у детей, сопряженными с этим образовательными и экономическими последствиями.
- » Опасность дальнейшего распространения загрязненных ртутью донных осадков и их накопления в Рамсарских водно-болотных угодьях, куда впадает река, с рисками для находящихся под угрозой видов.

#### **10.1.2.1. Восстановительные мероприятия и результаты:**

Ремедиационные меры, принятые в период с 2007 по 2013 годы, именовались «проектом очистки реки Нура». Хотя значительные объемы ртутного загрязнения были устранены, остались сомнения в отношении того, были ли достигнуты фундаментальные цели проекта.

Основные цели проекта состояли в очистке русла реки Нура, обеспечивая эффективное экологическое ведение полигона, на котором размещалась загрязненная почва, а также в восстановлении Ынтымакской плотины, которая контролирует поток вниз по течению и функционирует в качестве ловушки для ртутьсодержащих осадков из водохранилища (Nekvapilová 2015).

Землечерпательные работы в русле реки и очистка берегов (для удаления ртутьсодержащего техногенного ила) улучшили экологическую обстановку на реке Нура. В начале работы проекта, концентрация ртути в почвах и осадках находилась в пределах 50–1500 мг/кг. В 2012 году, загрязненная ртутью почва была удалена, с целью соблюдения международных предельно допустимых уровней 2,1 мг/кг для сельхоз-пользования и 10 мг/кг для прочих землепользований. Удаленные территории прошли очистку до показателя 50 мг/кг (Nekvapilová

2015). Качество воды в реке было улучшено, а концентрация ртути в воде теперь не превышают предельно допустимого значения для питьевой воды. Территория завода «Карбид» прошла ремедиацию, в ходе чего 2 миллиона тонн загрязненной почвы было вывезено на специальный полигон отходов, чья вместительность позволяет принять дополнительные объемы отходов в случае проведения новых ремедиационных мероприятий.

30-километровый отрезок реки Нура, от Самаркандского водохранилища до деревни Ростовка, был очищен от ртутного загрязнения, включая сильно загрязненную территорию Жаурского болота. Благодаря этим восстановительным мероприятиям, приблизительно 6234 гектара земли стали доступны для сельскохозяйственных работ и выпаса скота, что в скором будущем принесет значительные экономические дивиденды населенным пунктам вдоль реки Нура. Также заметно улучшилось качество воздуха в результате снижения уровня паров ртути с отметки 6000–140 000 мкг/м<sup>3</sup> до отметки ниже предельно допустимой концентрации в 300 мкг/м<sup>3</sup> (Nekvapilová 2015).

В 2013–14 гг., чешской Ассоциацией «Арника» были взяты контрольные пробы для оценки результатов ремедиации. В ходе проведенного НПО исследование были зафиксированы повышенные концентрации некоторых тяжелых металлов (ртути, хрома, свинца и кадмия) в некоторых пробах осадков, повышенные концентрации ртути в пробах рыбного мяса, и повышенные уровни полихлоридного дибензопарадиоксина в некоторых пробах икры. Это указывает на то, что необходимо предпринять дополнительные меры для обеспечения достаточного уровня чистоты реки. Исчерпывающее изложение режима пробоотбора и подробная история участка ртутного загрязнения реки Нура представлены в отчете Неквапиловой (2015).

В результате ремедиационных мероприятий действительно было достигнуто снижение концентрации ртути во многих сегментах реки Нура и прилегающих территорий, однако многие участки все еще загрязнены и превышают предельно допустимые пороги загрязнения, предусмотренные проектом очистки. В селе Ростовке, городе Темиртау, а также на Красных скалах, в селах Чкалово, Самарканд и Гагаринское, все еще фиксируются слишком высокие концентрации ртути, а также меди, хрома и цинка (Nekvapilová 2015).

Уровни ртути в речной рыбе все еще превышают рекомендованные отметки для употребления в пищу; также необходимо издать предупреждения для защиты уязвимых категорий лиц (беременные женщины и дети). Ввиду обнаружения НПО «Арника» «горячих точек» загрязнения и продолжающегося опосредованного загрязнения рыбы, целесообразно продолжить работы по взятию проб почвы, воды и биоты с целью установления необходимости проведения дальнейших восстановительных мероприятий.

### **10.3.1. Ситуационный анализ 2: Загрязнение ртутью в окрестностях Павлодара**

Павлодар — это областной центр с населением свыше 300 тыс. человек, расположенный на реке Иртыш на северо-востоке Казахстана. В период с 1975 по 1993 год на Павлодарском химическом заводе действовал цех по изготовлению хлора и каустической соды по технологии электролиза с ртутным катодом, в результате чего произошло масштабное ртутное загрязнение близлежащих территорий (Randall и соавт., 2007). По подсчетам экспертов, свыше 1300 тонн ртути попало в окружающую среду за период работы цеха. В 2006 году, в Павлодарском химическом заводе, находящимся под управлением АО «Каустик», в число основных акционеров которого входят муниципальные власти Павлодара, планировалось запустить новые линии по производству хлора с использованием мембранной технологии (Randall и соавт. 2007). Точные сведения о текущем состоянии имущественных отношений и инвестиционных планов отсутствуют.

Цех № 1, где находились электролизные ячейки с ртутью, был объявлен эпицентром ртутного загрязнения (1 км<sup>2</sup>), с концентрацией ртути в верхних 50 сантиметрах почвенного покрова, которая превышает общеказахстанский предельно допустимый показатель 2,1 мг/кг, а также приблизительно 20 000 м<sup>3</sup> — с концентрацией свыше 10 мг/кг. Наивысшие концентрации ртути — свыше 2 г/кг (Ullrich и соавт., 2004). В ходе исследований, проведенных советским правительством, было выявлено порядка 1000 тонн металлической ртути под цехом № 1 и в его бетонном фундаменте (Randall и соавт., 2007).

В ходе моделирования грунтовых вод под заводом было обнаружено пятно, движущееся в северном направлении, параллельно реке Иртыш, и содержащее

растворимые соединения неорганической ртути, такие как хлориды, сульфаты и комплексы органических кислот (Randall и соавт., 2007). Концентрация ртути в грунтовых водах достигает 150 мкг/л в пятне под цехом № 1, а также вблизи отстойных бассейнов, хотя и согласно исследованиям 2004 года, область загрязнения не переместилась больше чем на 2,5 км от участка (Ullrich и соавт., 2004).

Когда в 1998 году была удалена крыша цеха № 1 с целью проведения очистных мероприятий, произошло обширное испарение ртути, и в городе Павлодаре было объявлено чрезвычайное положение. Под давлением общественности и СМИ правительство было вынуждено выделить средства на демонтаж цеха № 1 и проведения сепарации и сбора ртути; однако, после того, как средства были освоены, ремедиационные мероприятия были приостановлены. Пятно цеха № 1 и отстойных прудов были запечатаны и закрыты слоем глины, а также были окружены цементо-бентонитовой стеной в грунте длиной 3588 м (Randall и соавт., 2007).

Неочищенные сточные воды из цеха по производству хлора и каустической соды выбрасывались в близлежащее мелководное и запруженное озеро Былкылдак — второй по величине очаг ртутного загрязнения. В ходе исследования 2007 года было установлено, что осадки в озере имели высокие концентрации ртути в поверхностном слое, достигающие 1500 мг/кг вблизи трубы слива сточных вод (Ullrich и соавт., 2004). Приведение в движение озерных осадков в результате работы ветра снабжает ртутью водную толщу озера, повышая концентрацию ртути у выпуска с 1,39 мкг/л до 7,3 мкг/л. Пробы рыбы из озера показали ее непригодность к употреблению в пищу, ввиду концентрации ртути от 0,16 до 2,2 мг/кг (Ullrich и соавт., 2007).

Озеро Былкылдак было признано весьма загрязненным и требующим ремедиации; также реальный риск представляют маршруты распространения ртути через употребление в пищу загрязненной рыбы.

Концентрации ртути в иле в реке Иртыш варьировались от 0,046 мг/кг в старом русле реки и до 0,36 мг/кг в пойменных озерах; также на этом участке единственные микрозагрязнения были обнаружены в воде, 3–9 мкг/л (Ullrich и соавт. 2007). На данный момент, согласно проведенным исследованиям, река все еще минимально подвержена загрязнению ртутью.

При этом, северные пригороды Павлодара все еще подвержены риску загрязнения, если пятно грунтовых вод поменяет направление, а также в случае восхо-

дящего движения ртутного пятна к поверхности пастбищ близ озера Былкылдак. Агентством по охране окружающей среды США был профинансирован ряд дополнительных исследований на предмет наличия ртути в 2006 году, с целью, помимо прочего, повысить точность прогноза движения ртутьсодержащих грунтовых вод в сторону северной промзоны Павлодара (Randall и соавт., 2007).

Ввиду важности для будущих мероприятий по ликвидации ртутных загрязнений, было проведено исследование (Kajenthira и соавт., 2012) осознания заинтересованными сторонами рисков, связанных с участком хлор-каустического цеха, в результате которого был сделан вывод о том, что безразличие местного населения в отношении возможности возникновения угрозы для здоровья может оказаться препятствием для успешной ремедиации загрязненной зоны. По мнению авторов исследования, вовлечение местного населения необходимо определить, как приоритетную задачу, чтобы гарантировать успех ремедиационных мер.

Резюме по результатам и степени воздействия ртутного загрязнения вблизи Павлодара:

- » «Локализация» ртутного загрязнения исходящего от цеха по производству хлора и каустической соды с помощью стены в грунте и глиняной крышки. Такое инженерное решение не может считаться долгосрочным, и необходимо проводить мониторинг для выявления неисправностей.
- » Опасные уровни концентрации ртути в осадках озера Былкылдак и высокая концентрация ртути в рыбе делают ее непригодной к употреблению в пищу для людей.
- » Сокращение коммерческого и натурального рыболовства, а также социальной деятельности, связанной с использованием озера.
- » Возможные негативные последствия для здоровья взрослого населения, связанные с ртутью.
- » Возможные нейротоксические последствия у детей, с сопряженными с этим образовательными и экономическими последствиями.
- » Опасность загрязнения пастбищных угодий близ озера Былкылдак вследствие движения пятна грунтовых вод.

### 10.1.3.1. Возможные меры по ликвидации последствий:

Хотя и определенные предварительные ремедиационные меры были уже приняты в эпицентре ртутного загрязнения, заключающиеся в саркофагировании очагов и предотвращении выбросов паров в атмосферу, представляется необходимым проводить обширный мониторинг для контроля физической целостности глиняной крышки и изоляционной стены в грунте. Необходимо провести исследования на предмет возможности ликвидации оставшегося загрязнения почвы на участке хлор-каустического производства путем косвенной термодесорбции, либо на участке (для сокращения затрат), либо ex-situ.

Подтвержденное загрязнение озера Былкылдак представляется более проблематичным. Хотя и технически осуществимо проведение землечерпательных работ с целью выемки осадков и их дальнейшей обработки путем косвенной термодесорбции, саркофагирования и изоляции, или с помощью других методов, ремобилизация ртути в ходе землечерпательных работ может обернуться недопустимым риском. В некоторых ситуациях, ртутьсодержащие осадки можно оставить на участке загрязнения, так как выбросы метилртути сокращаются со временем по мере того, как заиление постепенно изолирует загрязненные осадки от рецепторов, таких как водная биота. Тем не менее, в случае озера Былкылдак, ресуспензирование ртути в результате работы ветра приводит к повышению концентраций ртути с 1,39 мкг/л до 7,3 мкг/л вблизи точки сброса. Этот процесс будет приводить к загрязнению рыбы в обозримом будущем. Рыба из этого озера уже загрязнена ртутью и признана непригодной к употреблению в пищу. Необходимо провести анализ доступных вариантов ремедиации, в том числе рассмотрение целесообразности проведения землечерпательных работ с целью выемки осадков и их дальнейшей обработки, а также менее инвазивных инженерных решений, таких как испытание технологий биовосстановления.

Но важнее всего представляется потребность в проведении информационно-разъяснительной работы с населением, с целью разъяснения опасности ртутного загрязнения и подчеркнуть необходимость в ограничении деятельности, представляющей риски, как, например, употребление в пищу загрязненной рыбы, воздержание от водных процедур в загрязненном озере (в частности плавания и других непосредственных контактов с водой). Судьба озера Былкылдак необхо-

димо обсудить на общественных слушаниях, на которых необходимо поднять вопрос о текущих ограничительных факторах и потенциальных преимуществах или проблемах, связанных с рядом ремедиационных инженерных решений.

## 10.2. Загрязнение диоксинами и диоксиноподобными ПХД в Казахстане

Хотя и основной в настоящем отчете основной акцент делается на ртутных загрязнениях в Казахстане, действующие и уже закрытые промышленные производства уже нанесли экологический урон в виде участков загрязнения диоксинами и полихлордифенилами, а также продолжают загрязнять окружающую среду. Для этих загрязнителей существует аналогичная потребность в восстановлении этих участков и вовлечении общественности и повышения ее информированности.

### 10.2.1. Воздействие диоксинов (ПХДД/ДФ) и диоксиноподобных ПХД на организм человека

Диоксины (*полихлоридные дибензопарадиоксины или ПХДД*) — это группа химически родственных соединений, которые являются стойкими органическими загрязнителями (СОЗ). Некоторые диоксиноподобные полихлордифенилы (ПХД), обладающие похожими токсическими свойствами, также условно называются «диоксинами». Они распространены по всему миру в естественной среде и могут накапливаться в пищевой цепочке, главным образом в жировой ткани животных. Свыше 90% воздействия на человека происходит через пищу, как правило при употреблении в пищу мясной и молочной продукции, рыбы и моллюсков (ВОЗ, 2010).

Диоксины обладают высокой токсичностью и могут вызывать патологии развития и репродуктивной системы, гормональные нарушения и раковые заболевания. Предупреждение или сокращение воздействия этих веществ на человека наилучшим образом осуществляется за счет мер, направленных на контроль источника загрязнения, т. е. строгий контроль промышленных процессов для сокращения образования диоксинов и диоксиноподобных ПХД. Диоксины попадают в среду при работе сжигателей отходов, цементных печей, сжигателей медицинских отходов, металлургических установок, целлюлозно-бумажных

и пестицидных производств. Диоксины подлежат уничтожению в соответствии со Стокгольмской конвенцией о стойких органических загрязнителях.

### **10.2.2. Ситуационный анализ 3: Город Балхаш (в т. ч. хвостохранилище Казахмыса), Карагандинская область, Казахстан.**

Балхаш — это город Карагандинской области, расположенный на северном берегу озера Балхаш у бухты Бертыс. В промышленной зоне близ города находится целый ряд металлургических производств, открытых еще в советскую эпоху, а ныне работающих в составе Группы Казахмыс (в 2014 переименована в KAZ Minerals). Производства в данной промышленной зоне коллективно именуются «Балхашцветмет» и включают Балхашский завод по обработке цветных металлов. Металлургические производства являются основным источником загрязнений цветными металлами (Cu, Pb, Zn, Cd, As), крупных выбросов газообразной серной кислоты и диоксиновых загрязнителей в окружающую среду. Рядом с Балхашцветметом также располагается полигон отходов площадью 25 км<sup>2</sup> (вдвое больше самого города).

За последние годы возникает все больше опасений за здоровье жителей Балхаша, ввиду большого скачка заболеваемости, связанного, вероятнее всего, с загрязнением окружающей среды. В ходе пятилетнего исследования выяснилось, что в Балхаше рождается в 2,7 больше детей с врожденными пороками развития, чем всего по стране. Показатель гормонозависимых врожденных пороков развития (14,4%) более чем вдвое превышает общенациональный показатель. Также наблюдается ухудшение онкологической ситуации. Заболеваемость большинством гормонозависимых раков в 1,5–2 раза выше среднего показателя по республике (Дюсембаева, 2014). Предварительные анализы проб указывают на наличие взаимосвязи этой заболеваемости с загрязнением тяжелыми металлами и диоксином, связанным с деятельностью Балхашцветмета и огромного полигона отходов.

#### **Анализ проб, проведенный НПО:**

Пиковая концентрация свинца, выявленная в пробах почвы Балхаша, в 10 раз превышает Региональные предельно допустимые нормы США для всех категорий землепользования. Предельно допустимое значение в 400 м. д. свинца было превышено в 5 из 14 проб осадков, и в 5 из 15 проб почвы. Американские нормы мышьяка были превышены в 3 пробах почвы, а также в 3 пробах осадков (в 900

раз в почвах, и в 1250 раз в осадках). Пиковая концентрация меди в пробе осадков превысила американскую норму в 17 раз (Шир, 2015).

В пробе соскоба пыли со стен в медиплавильном цехе в промышленной зоне выявлен показатель I-TEQ равный 263,78 пг/г. Предельно допустимые концентрации диоксина в почве в жилых зонах для многих стран составляют 10 I-TEQ пг/г (АООС США, 2009). Концентрация диоксинов в почве внутри города (центральный парк) составила свыше 6 bio-TEQ пг/г. Концентрация ПХДД/ДФ в пробах почв, взятых на расстоянии 1–3 километра от заводов, составила приблизительно 1 bio-TEQ пг/г, что свидетельствует об ограниченном воздушном передвижении загрязнения. Тем не менее, металлургическая деятельность, по всей видимости, является источником локализованного диоксинового загрязнения в индустриальном центре.

#### **10.2.2.1. Возможные варианты ликвидации последствий:**

Необходимо дополнительное исследование и характеристика эмиссий из Балхашцветмета и связанных с ним производств. Кроме того, крупный полигон отходов должен подлежать Подробному исследованию участка загрязнения с целью характеризовать пути движения выбросов тяжелых металлов и ПХДД/ДФ. Необходимо выработать ремедиационный план, вкуче с программой вовлечения общественности, с целью повышения информированности по этим вопросам. Также целесообразно рассмотреть возможность проведения дополнительных исследований грунтовых вод. Целесообразно организовать оценки состояния здоровья населения в связке с программой исследования проб волос с целью установить, в какой степени загрязнение цветными металлами отражается на здоровье населения Балхаша, учитывая чрезвычайно высокие показатели свинца и мышьяка. Чрезвычайно высокая концентрация свинца также представляет значительную угрозу возникновения пороков развития у детей.

Соответственно, целесообразно рассмотреть возможность проведения программы анализа проб грудного молока женщин детородного возраста, поскольку такой способ менее инвазивен по сравнению с другими методами сбора биологических проб, и может выявить обремененность диоксином/ПХД в организме матери. Это может помочь установить роль диоксинов в повышении числа гормонозависимых врожденных пороков развития в Балхаше.



### **10.2.3. Ситуационный анализ 4: Зброшенная электрическая подстанция, город Экибастуз, Павлодарская область, Республика Казахстан. Загрязнение ПХД.**

Подстанция была сооружена для преобразования переменного тока в постоянный с использованием 15 000 конденсаторов на двух участках. После развала Советского Союза, подстанция была заброшена, за чем последовало хищение конденсаторов местным населением с целью продажи лома цветных металлов, в результате чего произошли значительные утечки ПХД в окружающую среду. В 2002 году был ненадлежащим образом проведен комплекс срочных восстановительных мероприятий, в ходе которых конденсаторы были частично демонтированы и запечатаны. Была произведена выемка загрязненной ПХД почвы и ее упаковка в мешки. Конденсаторы и загрязненная почва были удалены с участка и захоронены в подземных хранилищах бывшего Семипалатинского ядерного полигона (испытательная площадка «Опытное поле»).

После первичной очистки 2002 года, концентрация ПХД в почве участка подстанции составляла 26 200 мг/кг, тогда как допустимый уровень для сельскохозяйственной почвы в Казахстане составляет 0,06 мг/кг, в сравнении с 40 мг/кг для почвы в промышленных зонах Германии. В Казахстане пока не предусмотрена норма содержания ПХД для ремедиации или иных назначений для промышленных зон. 50 мг/кг ПХД — это низкое содержание СОЗ, согласно нормам Базельской конвенции. Все отходы (в т. ч. загрязненная почва), превышающие этот уровень, подлежат уничтожению или необратимому химическому преобразованию, согласно Стокгольмской конвенции (Базельская конвенция 2007).

Участок был исследован и был проведен частичный количественный анализ загрязнения почвы (SNC–Lavalin International Inc 2010). По данным исследования, 2800 кубических метров материала были признаны опасными отходами ввиду повышенного содержания ПХД. Дополнительные 5200 кубических метров были объявлены «серьезно загрязненной почвой», тогда как еще 125 тыс. кубических метров были объявлены «незначительно загрязненной почвой». Данные исследования свидетельствуют о том, что объем загрязненной почвы может быть в 3 раза больше, но подтвердить это можно только дополнительным исследованием и, возможно, путем выемки.

Загрязнение ПХД в одной пробе грунтовых вод (нижнее течение) на восточной границе участка составило 1,1 мкг/л.

#### **10.2.3.1. Возможные варианты ликвидации последствий:**

Загрязнение участка заброшенной электроподстанции близ города Экибастуз может иметь намного более обширные последствия, помимо локального загрязнения на участке, ввиду расположения поблизости большого массива дач. Дачный массив расположен в 500 м. от границы участка, занимает около 3 км<sup>2</sup> и обслуживает до 5000 человек. Хотя на участке подстанции есть ограждение и охрана, загрязнители, переносимые водой и ветром, могут попасть на растения и на скот, пасущийся в непосредственной близости. В частности, это может коснуться семьи, которая выступает в роли смотрителя участка, и выращивает коров, овец и птицу. В более широком масштабе, по подсчетам до 30 тыс. людей покупают и употребляют в пищу продукцию хозяев дач, что может потенциально умножить воздействие загрязнения.

Прежде всего необходимо провести анализ дачной продукции, чтобы установить наличие повышенной концентрации ПХД — особенно в отношении скота и птицы. Целесообразно запустить информационно-разъяснительную программу для общественности, с тем чтобы уведомить владельцев дач об опасности загрязнения, а также посоветовать им не использовать почву пораженных участков для своих насаждений, и получать ирригационную воду только из незагрязненных территорий.

Ветровая эрозия представляется наиболее вероятным путем распространения загрязнителей в естественных условиях в Казахстане, и это необходимо учитывать при построении каких-либо моделей оценки риска. Повышенная концентрация ПХД уже была обнаружена в иле по направлению господствующих ветров неподалеку от подстанции (Petrlik 2014).

Можно произвести выемку загрязненной почвы с участка, подвергнув ее затем последовательности обработки, состоящей из косвенной термодесорбции (на участке, в зависимости от доступности) для удаления/отделения ПХД от почвы, и затем из газофазового химического восстановления (вне участка) для разрушения концентрированных ПХД.

Может понадобиться дополнительный мониторинг грунтовых вод для контроля движения и масштабов пятна ПХД, если таковое имеется. При этом следует

учитывать, что ПХД является плотной жидкостью неводной фазы, и чаще всего формируют застойные скопления или «пальцы» в грунтовых водах, а не мобильные пятна, поэтому могут быть восприимчивы к кратковременным инженерным решениям типа «выкачки и обработки», в зависимости от гидрогеологической обстановки на участке.

# 11. ВОВЛЕЧЕНИЕ ОБЩЕСТВЕННОСТИ В ВОССТАНОВЛЕНИЕ ЗАГРЯЗНЕННЫХ УЧАСТКОВ: РАСШИРЕНИЕ ВОЗМОЖНОСТЕЙ ГРАЖДАНСКОГО ОБЩЕСТВА ПУТЕМ ОБМЕНА ИНФОРМАЦИЕЙ

В процессе решения экономических, санитарных и экологических проблем, связанных с зонами, загрязненными ртутью или СОЗ, сотрудничество широкого ряда организаций гражданского общества и местных общин — в условиях повышенного общественного доступа к информации — сможет повысить общественную осведомленность, нарастить потенциал и расширить полномочия гражданского общества. При увеличении доступности и путей распространения информации по химической безопасности и применении демонстрационных проектов для взаимодействия с населением, пострадавшим от экологических проблем, и достижении необходимых результатов в здравоохранении, экологии и экономике, появится больше стимулов для законодательных инициатив, преследующих дальнейшее повышение химической безопасности на местном, региональном, национальном и международном уровнях.

Усиленное и устойчивое гражданское общество, при постоянной международной поддержке, будет способно заниматься непосредственным мониторингом, оценкой и проверкой восстановительной деятельности, проводимой на загрязненных участках, что, в свою очередь, будет способствовать дальнейшему улучшению

химической безопасности страны. Конечными результатами очистки и ликвидации загрязнений ртутью и СОЗ будут положительные сдвиги в здоровье населения, образовании, сельском хозяйстве и рыболовстве, что будет сопровождаться положительной макроэкономической динамикой.

## 11.1. Участки локализации и требования Минаматской конвенции по ртути: задействование общественности.

Минаматская конвенция по ртути предусматривает мероприятия, которые стороны могут проводить для демеркуризации участков загрязнения, а также подготавливать информацию для общественности с целью повышения ее информированности о влиянии таких загрязнений на здоровье населения и экологию. Казахстан еще не подписал эту конвенцию; республике необходимо предпринять дополнительные шаги на национальном уровне для того, чтобы отвечать установленным требованиям. На этом этапе, такие руководства, как настоящий документ, могут помочь стране нарастить потенциал в гражданском обществе, среди НПО и госчиновников, с целью очистки участков, загрязненных ртутью и СОЗ.

Пока что сторонами конвенции не были выработаны конкретные директивы в отношении деконтаминации загрязненных участков, но это не препятствует правительствам стран вырабатывать свои собственные системы управления, программы и законодательные механизмы для оценки, определения, характеристики и восстановления загрязненных участков. По мере того, как Казахстан предпринимает шаги в сторону ратификации Минаматской конвенции по ртути, важно принимать во внимание отдельные положения конвенции касательно участков, загрязненных ртутью, и необходимости задействовать общественность.

Согласно статье 12, «Загрязненные участки», стороны конвенции обязуются подготавливать руководства по ведению загрязненных участков, что включает методы и подходы к «Задействованию общественности» (UNEP 2013).

Кроме того, в статье 18 «Информирование и обучение населения», каждая сторона обязуется обнародовать информацию о ртутном загрязнении среды, а также «результаты исследований, разработок и мониторинговых мероприятий, в соответствии со статьей 19». Стороны также обязуются проводить мероприятия по обучению и повышению информированности общественности на тему влияния ртути на здоровье человека, совместно с соответствующими межведомственными объединениями и НПО.

Вовлечение общественности и передача полномочий гражданскому обществу путем межотраслевого сотрудничества требует реализации интегрированного двустороннего подхода между национальным и региональным уровнями вовлечения гражданского общества, и местным процессом работы над отдельно взятым участком с вовлечением заинтересованных сторон. Каждый процесс должен иметь возможность дополнять и содействовать другому. Однако, при задействовании общественности необходимо также учитывать культурную, социальную и политическую специфику, чтобы извлечь максимальную пользу из этого подхода.

## **11.2. Вовлечение гражданского общества в работу на загрязненных участках, на национальном уровне.**

На национальном и региональном уровнях существует возможность задействовать принципы, на которых зиждется подход коллективного воздействия, что

может поспособствовать в процессе сотрудничества и взаимодействия между НПО и между секторами.

Процесс оценки и распространения необходимой информации, выявления, очистки и безопасной ликвидации ртутного загрязнения и восстановления речной и озерной экологии — это многогранная проблема, в решении которой заинтересованы разнообразные организации гражданского общества и общины, государственные ведомства и частный сектор. Отрицательные экономические, санитарные, экологические и социальные воздействия ртутного загрязнения представляют возможность задействовать крупную коалицию интересов, среди которых службы здравоохранения и образования, академические и исследовательские учреждения, сельскохозяйственные предприятия, рыболовные хозяйства, равно как и государственные и профсоюзные стороны.

Успех коллективного воздействия зависит от пяти условий:

- » общие намерения;
- » общие системы измерения;
- » взаимодополняющие меры;
- » непрерывная связь;
- » организации поддержки.

Для реализации коллективного воздействия, участникам необходимо иметь общее видение перемен и общее понимание проблемы, и принимать согласованные меры и решения (Kania и Kramer, 2011). Намерения, например, могут быть построены в контексте санитарного состояния окружающей среды и местной экономической пользы, вместо непосредственно ремедиации загрязненных участков.

Общие системы измерения имеют определяющее значение для обеспечения согласованности действий всех участников процесса. Опорный план для координации действий участников способствует проведению взаимодополняющих мероприятий, и при этом позволяет каждой организации выработать свой курс, который, тем не менее, всегда будет согласован с общими намерениями, подчиняясь общей системе измерений результатов (Kania и Kramer, 2011). В зависимости от выбранных общих намерений, системы измерения в казахстанском контексте могут охватывать загрязненную рыбу, питьевую воду или площадь восстановлен-

ных сельскохозяйственных угодий, или все три параметра. Общие измерения, взаимодополняющие действия и непрерывная связь позволят участникам организовано реагировать на возникающие проблемы и появляющиеся возможности (Kania и Kramer, 2013).

Для координирования и сотрудничества необходима поддерживающая инфраструктура, как, например, отдельная организация и персонал, служащий опорой для коллективного воздействия, планирования, управления и поддержки инициативы. В некоторых случаях это можно упростить до трех ролей: управляющий проектом, управляющий данными и координатор (Kania и Kramer, 2013).

Преимущество использования подхода коллективного воздействия заключается в том, что он активно стимулирует сотрудничество и координирование, что, в свою очередь, наращивает потенциал гражданского общества и в значительной мере содействует распространению важной информации по химической безопасности. Однако, построение партнерства такого рода требует дополнительное время на подготовку и ресурсы.

Что касается демеркуризации в Казахстане, то назрела необходимость в вовлечении заинтересованных сторон в работу по конкретным участкам загрязнения (Kajenthira и соавт., 2012), и следует рассмотреть возможность двустороннего взаимодействия, с сотрудничеством на национальном или региональном уровне. Это будет содействовать в адаптации и реагировании на меняющиеся обстоятельства.

#### **11.2.1 Руководство по вовлечению заинтересованных сторон по определенному участку**

Вовлечение заинтересованных сторон в определение, оценку и ремедиацию/восстановление загрязненных ртутью участков заключается в добровольном участии индивидов, общин, НПО, государственных властей и других лиц, которые как-либо связаны с загрязненным участком, или могут быть подвержены влиянию загрязненного участка и деятельности по его очистке. Такими заинтересованными сторонами могут выступать: землевладельцы и жильцы, проживающие вблизи участка; общины и предприятия, подверженные долгосрочному воздействию ртутного загрязнения окружающей среды; государственные органы здравоохранения, экологии и других сфер; НПО и рабочие.

Заинтересованные стороны имеют право получать информацию о экологических и санитарных факторах, оказывающих влияние на их жизнь, жизнь их детей и семей, и будущее их населенных пунктов.

Цель вовлечения заинтересованных сторон состоит в повышении качества принимаемых решений в рамках отдельно взятого проекта ремедиации, а также для улучшения самого процесса принятия решений. Двустороннее взаимодействие, при котором осуществляется эффективная передача информации и вовлечение в процесс принятия решений, может привести к значительной экономии средств и повышению общественного доверия к организациям, участвующим в ведении загрязненных участков. Заинтересованные стороны вкладывают свою лепту в принятие более правильных решений в области управления рисками, а также способствуют выбору более подходящих вариантов ведения участка, приводящих к улучшению здоровья и безопасности населения и экономического благополучия.

#### **11.2.2. Подготовка к вовлечению заинтересованных сторон**

Процесс вовлечения заинтересованных сторон должен начаться как можно скорее, и продолжаться на всем протяжении процессов определения, оценки, ремедиации и ведения/контроля участка загрязнения. Кроме того, заинтересованные стороны необходимо задействовать при выявлении новой проблемы, которая может представлять риск для здоровья или экологии, или общественную опасность.

Подготовка и исследования перед вовлечением заинтересованных сторон могут быть встроены в процесс исследования и характеристики участка, поскольку существует потенциал для взаимодополняемости этих двух процессов. Подготовка к вовлечению заинтересованных сторон может включать ряд компонентов.

#### **11.2.3. Понимание проблем**

Убедитесь в том, что сформировано четкое понимание ключевых проблем, которые нуждаются в решении путем оценки, ремедиации и ведения участка. Эти проблемы могут включать множество событий и действий, при которых необходимо принимать решения. Кроме того, должно быть понимание масштабов имеющегося экологического эффекта за пределами участка и на население, живущее на этих территориях.

#### 11.2.4. Этнографическая оценка

Этнографическую оценку проводят для определения характера и масштабов взаимодействия местного населения с участками подозреваемого или реального загрязнения ртутью, а также для получения связанной с этим демографической информации. Важно проводить этнографические исследования на более широком временном спектре (не только рабочее время), и учитывать сезонные вариации. Используется ли участок для добычи вторичных материалов и других ресурсов, или он является широко используемым местом для ликвидации отходов? Является ли участок излюбленным местом неформальных встреч или частью транспортного звена (часто используемый короткий маршрут)? Есть ли сезонный фактор взаимодействия местного населения с данным участком? В ходе этнографической оценки будет также установлено, активно ли используются местным населением прилегающие к участку зоны, находящиеся по течению, или по направлению ветра. Этнографическая оценка поможет в определении уязвимых категорий лиц, векторов загрязнения и лиц, возможно нуждающихся в последующем медицинском осмотре.

#### 11.2.5. Возможные кандидатуры

В целом, заинтересованные стороны стоит искать в следующих секторах, а через первичные контакты можно получить дополнительную информацию по заинтересованным организациям и индивидам:

- » Землевладельцы, жильцы и их представительские организации и лидеры общин.
- » Неправительственные организации. В их число могут входить экологические организации, группы по охране общественного здоровья, группы представителей фермерских и рыболовных хозяйств, а также те, в чьи интересы может входить польза от сокращения ртутных загрязнений среды.
- » Местные, региональные и национальные органы власти и их представители.
- » Местные предприятия, коммунальное хозяйство (школы, коммунальный комплекс и т. д.), и их представительские организации, которых может коснуться процесс ремедиации.
- » Рабочие, профсоюзы и ассоциации.

Может быть целесообразно наладить связи и с другими категориями заинтересованных лиц; для их определения можно воспользоваться следующими вопросами:

- » Каков географический охват проекта, в том числе за пределами участка?
- » Кто в настоящее время подвержен влиянию экологических проблем, в том числе ртутных загрязнений за пределами участка?
- » Кто представляет интересы тех, кто может быть подвержен такому воздействию?
- » У каких категорий лиц нет своего «голоса», для которых необходимо предпринять особые меры?
- » Без чьего участия будет затруднительно достичь желаемых результатов?

Перечень потенциальных заинтересованных сторон будет формироваться с опорой на выработку плана вовлечения заинтересованных сторон, хотя любые стороны, которые были выявлены в последствии, должны быть включены в уже принятый план.

#### 11.2.6. Планирование участия заинтересованных сторон

Выработка плана вовлечения заинтересованных сторон должна проводиться на раннем этапе предварительной оценки масштабов загрязнения участка. В плане должно присутствовать общее описание проекта управления и ремедиации/восстановления.

Когда уже будет ясность в отношении рассматриваемых вопросов и участвующих заинтересованных сторон, необходимо определить задачи программы, включая информацию о назначении вовлечения общественности в целом, а также конкретные задачи, относящиеся к запланированным мероприятиям для решения конкретных проблем. Необходимо обозначить различные подходы к вовлечению заинтересованных лиц по разным мероприятиям, среди которых:

- » Информирование — представляет ознакомительную ценность.
- » Консультирование — сбор отзывов и предложений.
- » Вовлечение — двустороннее обсуждение, в рамках которого есть реальная возможность повлиять на конечный результат.
- » Сотрудничество — прийти к консенсусу, чтобы заинтересованные стороны могли непосредственно влиять на решения, которые касаются их.
- » Полномочия — предоставить заинтересованным лицам платформу для озвучивания своих решений, с возможностью прийти к взаимопониманию по реализации конечных результатов.

План вовлечения заинтересованных лиц должен быть гибким и способным реагировать на меняющиеся обстоятельства и отзывы заинтересованных сторон. Прежде чем переходить к выполнению мероприятий по вовлечению, план необходимо проверить на предмет определения подходящих заинтересованных сторон и способности плана выполнить задачи процесса вовлечения.

#### 11.2.7. Работа с заинтересованными сторонами

Краткое резюме плана вовлечения заинтересованных сторон необходимо предоставить всем заинтересованным сторонам в виде «заявления о намерениях».

Это должно включать:

- » справочные сведения об участке, о проекте и о назначении и задачах процесса задействования;
- » описание основных проблем, по которым будет проводиться работа;
- » характеристика заинтересованных лиц;
- » описание желаемого характера вовлечения/взаимодействия;
- » перечень ключевых методов вовлечения, которые будут использованы;
- » заявление о том, как будет использована информация, полученная в ходе процесса;
- » заявление о порядке предоставления заинтересованным лицам отчетов о том, как был использован их вклад, и об обосновании принимаемых решений;
- » график программы вовлечения, в рамках которого заинтересованным сторонам будет предоставлено достаточно времени обсудить и сформировать мнения по поставленным вопросам;
- » перечень персонала и финансовых ресурсов, доступных для программы вовлечения;
- » источники дополнительной информации, включая контактные данные соответствующих сотрудников и представителей заинтересованных сторон.

Методы вовлечения заинтересованных сторон необходимо разрабатывать с учетом местного контекста, культурных, социальных и сезонных факторов, которые могут оказать влияние на участие. Примеры методов:

- » индивидуальные консультации с лидерами общин и представителями организаций;
- » публичные совещания;
- » встречи на участке;

- » печатные сведения;
- » семинары;
- » проектные совещания

Отзывы для заинтересованных сторон необходимо предоставлять на каждом этапе процесса вовлечения, после мероприятий по вовлечению и по завершении программы. Своевременная обратная связь с заинтересованными сторонами обеспечивает подтверждение полученной информации по мере ее сбора, а также стимулирует дальнейшее участие в работе. Помимо предоставления людям возможности услышать мнение других, таким образом также формируются доказательства того, что взгляды, комментарии и предложения заинтересованной стороны были верно зафиксированы и получили внимание.

При обратной связи с заинтересованными сторонами, отзывы должны содержать следующее:

- » обоснование и масштабы начатого процесса вовлечения;
- » перечень заинтересованных сторон, которые были выбраны и приглашены участвовать в программе, и фактическое число участников;
- » как, когда и где были проведены мероприятия по вовлечению;
- » информация, предоставленная заинтересованным сторонам;
- » вклад заинтересованных сторон;
- » принятые решения;
- » как учитывался вклад заинтересованных сторон в процесс принятия решений;
- » прочие факторы, которые могли повлиять на принятие решения;
- » наличие документации по вопросу.

### 11.2.8. Оценка и отчетность заинтересованных сторон

Оценка процессов и конечных результатов является неотъемлемой частью программы задействия заинтересованных сторон, и может помочь в:

- » определении степени удовлетворенности заинтересованных сторон относительно справедливости и ожидаемого качества процесса;
- » улучшении будущих мероприятий и программ задействия заинтересованных сторон;
- » выявлении необходимости в постоянных мероприятиях по вовлечению заинтересованных сторон;
- » повышении экономической эффективности новых процессов.

Все заинтересованные стороны необходимо задействовать в процессе оценки эффективности программы на всем протяжении реализации плана задей-

ствования заинтересованных сторон, а также после завершения процесса. Это позволит придерживаться адаптивного подхода к управлению и делать доработки при необходимости.

При разработке стратегии оценки для включения в план вовлечения заинтересованных сторон, следующие действия представляются полезными:

1. Определить назначение оценки, чтобы уточнить конкретный порядок ее выполнения и использования получаемых результатов.
2. Выявить стороны, проявляющие интерес к оценке, и узнать, как они собираются использовать информацию.

Представляется целесообразным также рассмотреть возможность передачи полномочий по оценке отдельной организации, с целью проведения более объективного анализа результатов программы.



## 12. ИСПОЛЬЗОВАННАЯ ЛИТЕРАТУРА

- » Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). *Toxicological Profile for Mercury*. Public Health Service, U. S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA. 1999
- » Anchor Environmental (2003) Effects of Resuspended Sediments Due to Dredging Operations. Literature Review of Effects of Resuspended Sediments due to Dredging Operations. Prepared for Los Angeles Contaminated Sediments Task Force Los Angeles, California.
- » Applied PhytoGenetics (APGEN). 2003 Cited in US EPA (2007) Treatment Technologies for Mercury in Soil, Waste, and Water. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation Washington, DC20460
- » Australian Federal Government (2013) Platypus Remediation Project. Sydney Harbour Federation Trust. Community Newsletter edition 8.
- » Barcelo, D. and Petrovic, M. (2006) Sustainable Management of Sediment Resources Vol 1: Sediment Quality and Impact Assessment of Pollutants. Elsevier, 29 Sep 2006.
- » Basel Convention (2007). Updated general technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants (POPs). <http://www.basel.int/pub/techguid/tg-POPs.pdf>.
- » Basel Convention (2012). Technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of elemental mercury and wastes containing or contaminated with mercury. As adopted by the tenth meeting of the Conference of the Parties to the Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal (decision BC-10/7). Geneva, Secretariat of the Basel Convention: 67.
- » Bellanger, M, et al, 2013, Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: Monetary value of neurotoxicity prevention. Available from, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3599906/>
- » BiPro (2010) Requirements for facilities and acceptance criteria for the disposal of metallic mercury. 07.0307/2009/530302. Final report 16 April 2010. For the European Commission, Brussels. Beratungsgesellschaft für integrierte Problemlösungen

- » Bozek, F., et al. (2010). „Implementation of best available techniques in the sanitation of relict burdens.“ *Clean Technologies and Environmental Policy* 12 (1): 9–18.
- » Colombano, S., Saada, A., Guerin, V., Bataillard, P., Bellenfant, G., Beranger, S., Hube, D, Blanc, C., Zornig et al. Girardeau, C., (2010) Which techniques for which treatments — A cost-benefit analysis. BGRM
- » Dash, H., and Das, S., (2012) Bioremediation of mercury and the importance of bacterial mer genes. *International Biodeterioration & Biodegradation* 75 (2012) 207–213.
- » Дюсембаева, Н. К. (2014). Экология Балхаша и генетическое здоровье населения (Environment Quality and Genetic Health of Inhabitants in Balkhash City). *Toxics Free Kazakhstan: International conference, August — 7, 2014. Astana.*
- » Environment Agency UK (2012) Treating waste by thermal desorption — How to comply with your environmental permit Additional guidance for: Treating waste by thermal desorption (An addendum to S5.06) 382\_12 — Guidance. Bristol, United Kingdom.
- » Environmental Health Committee (enHealth) 2012, The role of toxicity testing in identifying toxic substances: A framework for identification of suspected toxic compounds in water, Department of Health and Ageing, Canberra.
- » Environmental Protection Authority of Tasmania — Contaminated Site Assessment (2005) as outlined in the *National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure 1999*.  
<http://epa.tas.gov.au/regulation/contaminated-site-assessment>
- » Eurochlor (2009). Management of mercury contaminates sites, *Env. Prot.* 15, 2nd Edition, November 2009, Eurochlor publication European Commission (2011). Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs (Text with EEA relevance). European Commission. Official Journal of the European Union. EC1881/2006: 18–23.
- » Garcia-Rubio A., J. M. Rodriguez-Maroto, C. Gomez-Lahoz (2011) Electrokinetic remediation: The use of mercury speciation for feasibility studies applied to a contaminated soil from Almaden *ELECTROCHIMICA ACTA*, Volume: 56, Issue: 25, Pages: 9303–9310
- » Grandjean, P., et al (1999) Methylmercury Exposure Biomarkers as Indicators of Neurotoxicity in Children Aged 7 Years. *American Journal of Epidemiology* 1999;149:301–5.
- » Heaven, S., Ilyushchenko, M. A., Kamberov, I. M., Politikov, M. I., Tanton, T. W., Ullrich, S. M. and Yanin, E. P. (2000) Mercury in the River Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: II. Floodplain soils and riverbank silt deposits. *Science of The Total Environment* Vol 260 Issue: 1–3 p45–55
- » Hinton J., M. Veiga M. (2001). “Mercury Contaminated Sites: A Review of Remedial Solutions”, NIMD National Institute for Minamata Disease), Forum 2001. March 19 20, 2001, Minamata, Japan.
- » Hooper, M. (2008) Soil Toxicity and Bioassessment Test Methods for Ecological Risk Assessment: Toxicity Test Methods for Soil Microorganisms, Terrestrial Plants, Terrestrial Invertebrates and Terrestrial Vertebrates. Prepared for the Office of Environmental Health Hazard Assessment California Environmental Protection Agency
- » Hsiao, H, Ullrich, S, Tanton, T, (2009), ‘Burdens of mercury in residents of Temirtau, Kazakhstan I: Hair mercury concentrations and factors of elevated hair mercury levels’, *Science of the Total Environment*, Vol 409, Iss 11, 2011 pp 2272–2280. Available from  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969709012753>
- » IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group (2010). Solutions for the Destruction of POPs Wastes. IPEN — Dioxin, PCB and Waste WG Fact-sheet. Prague, IPEN Dioxin, PCBs and Waste Working Group: 6. Available at:  
<http://www.ipen.org/documents/solutions-destruction-pops-wastes>
- » IPEN (2014) An NGO Introduction to Mercury Pollution and the Minamata Convention on Mercury. May 2014  
<http://ipen.org/documents/ngo-introduction-mercury-pollution-and-minamata-convention-mercury>
- » Kajenthira, A, Holmes, J, McDonnell, R, (2012) ‘The role of qualitative risk assessment in environmental management: A Kazakhstani case study’, *Science of the Total Environment*, Vol 420, pp 24–32. Available from  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969711015294>

- » Kania, J & Kramer, M, 2011, Non Profit Management: Collective Impact, *Stanford Social Innovation Review*, Winter 2011. Available from [http://www.ssireview.org/articles/entry/collective\\_impact](http://www.ssireview.org/articles/entry/collective_impact)
- » Kania, J & Kramer, M, (2013), 'Embracing Emergence: How Collective Impact Addresses Complexity', *Stanford Social Innovation Review*, Jan 2013. Available from, [http://www.ssireview.org/blog/entry/embracing\\_emergence\\_how\\_collective\\_impact\\_addresses\\_complexity](http://www.ssireview.org/blog/entry/embracing_emergence_how_collective_impact_addresses_complexity)
- » López, F. A., López-Delgado, A., Padilla, I., Tayigi, H. and Alguacil, F. J. (2010): Formation of metacinnabar by milling of liquid mercury and elemental sulfur for long term mercury storage, *Science of the Total Environment*, 408 (20), 4341–4345.
- » López-Delgado, A., López, F. A., Alguacil, F. J., Padilla, I. and Guerrero, A. (2012): A microencapsulation process of liquid mercury by sulfur polymer stabilization/solidification technology. Part I: Characterization of materials. *Revista de Metalurgia*, 48 (1), 45–57.
- » Luscombe, D. (2001). Non-incineration PCB Destruction Technologies. Greenpeace International. <http://www.istas.net/portada/cops8.pdf>
- » Marsh et al., 1995b; Boishio and Henshel, 2000, cited in Hsiao, H, Ullrich, S, Tanton, T, 2009, 'Burdens of mercury in residents of Temirtau, Kazakhstan I: Hair mercury concentrations and factors of elevated hair mercury levels', *Science of the Total Environment*, Vol 409, Iss 11, 2011 pp 2272–2280. Available from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969709012753>
- » Meagher, R., and Heaton, A. C.P., (2005) Strategies for the engineered phytoremediation of toxic element pollution: mercury and arsenic. *Journal of Independent Microbiology and Biotechnology*. (2005) 32:502–513.
- » Merly, C., and Hube, D., (2014) Remediation of Mercury Contaminated Sites. Snowman Network: Knowledge for sustainable soils. Project No. SN-03/08. February 2014.
- » National Environmental Protection Council (NEPC) of Australia (1999) NEPM Schedule B (1) — Guideline on Investigation Levels for Soil and Groundwater. <http://www.esdat.com.au/Environmental%20Standards/Australia/NEPM%20Tables.pdf>
- » Nekvapilová, A., (2015) Temirtau and river Nura: current state of pollution Final report on the results of environmental sampling conducted in Kazakhstan in 2013–2014. Arnika Association
- » Ohlsson, Y., Back, P. and Vestin, J. (2014) Risk Assessment of Mercury Contaminated Sites.
- » SNOWMAN NETWORK — Knowledge for sustainable soils Project No. SN-03/08
- » Petrlik, J. (2014). POPs and heavy metals pollution in Ekibastuz and Balkhash. Presentation for the conference held within the project "Empowering the civil society in Kazakhstan through improvement of chemical safety" on 7<sup>th</sup> August 2014 in Astana, Kazakhstan.
- » Randall, P, Ilyushchenko, M, Lapshin, E, Kuzmenko, L, 2007, 'Case Study: Mercury Pollution near a Chemical Plant in Northern Kazakhstan'. Available from: <http://pubs.awma.org/gsearch/em/2006/2/randall.pdf>
- » Robles I, M. G. Garcia; S. Solis (2012). Electroremediation of Mercury Polluted Soil Facilitated by Complexing Agents INTERNATIONAL JOURNAL OF ELECTROCHEMICAL SCIENCE Volume: 7 Issue: 3 Pages: 2276–2287
- » Rom, W. N. ed. (1992). *Environmental & Occupational Medicine*. 2nd ed. Boston: Little Brown and Company.
- » Sir, M. (2015). Results of environmental sampling in Kazakhstan: heavy metals in sediments and soils (Final report). In: Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Arnika — Toxics and Waste Programme, Prague — Karaganda, 2015. Available at: <http://english.arnika.org>
- » SNC–Lavalin International Inc., (2010). Project on the proposed containment and removal of PCBs and obsolete pesticides. Consulting services for additional geological survey and laboratory analysis. World Bank, Washington.
- » Stein ED, Cohen Y, Winer AM. (1996) Environmental distribution and transformation of mercury compounds. *Crit Rev Environ Sci Technol*. 1996; 26:1–43.
- » Tipping, E, et al, Critical Limits for Hg (II) in soils, derived from chronic toxicity data, *Environmental Pollution* (2010), doi:10.1016/j.envpol.2010.03.027
- » Ullrich, S, Ilyushchenko, M, Kamberov, I, Panichkin, V, Tanton, T, (2004), 'Mercury pollution around a chlor-alkali plant in Pavlodar, Northern Kazakhstan', *Materials and Geoenvironment*, Vol 51, Iss 1, pp 298–301.
- » Ullrich, SM, Ilyushchenko, MA, Uskov, GA, Tanton, TW, (2007), 'Mercury distribution and transport in a contaminated river system in Kazakhstan and

- associated impacts on aquatic biota', *Applied Geochemistry*, Vol 22, Iss 12 pp. 2706–2734. Available from:  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0883292707002090>
- » UNEP (2004). Review of the Emerging, Innovative Technologies for the Destruction and Decontamination of POPs and the Identification of Promising Technologies for Use in Developing Countries.
  - » UNEP (2013) Minamata Convention on Mercury: Text and Annexures. Available from, [http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/Minamata%20Convention%20on%20Mercury\\_booklet\\_English.pdf](http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/Minamata%20Convention%20on%20Mercury_booklet_English.pdf)
  - » UNITAR (2014)  
<http://www.unitar.org/thematic-areas/advance-environmental-sustainability-and-green-development/mercury-0>
  - » United Nations (2015). United Nations *Enable* website provides generic information on the process of treaty adoption.  
<http://www.un.org/disabilities/default.asp?id=230>
  - » US EPA (1996) Mercury study report to Congress — Volume III: An assessment of exposure from anthropogenic mercury emissions in the United States — EPA-452/R-96-001c, April 1996
  - » US EPA (2001) Water quality for the protection of human health: methylmercury. EPA-823-R-01-001, US EPA, Office of Science and Technology, Office of Water, Washington, D. C. 20460.
  - » US EPA (2004) Mercury Response Guidebook (for Emergency Responders)  
<http://www.epa.gov/mercury/spills/#guidebook>
  - » US EPA (2007) Treatment Technologies for Mercury in Soil, Waste and Water. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation Washington, DC20460
  - » US EPA (2009) review of International soil levels for dioxin. U. S. Environmental Protection Agency Office of Superfund Remediation and Technology Innovation Washington, D. C. US EPA (2010). Reference Guide to Non-combustion Technologies for Remediation of Persistent Organic Pollutants in Soil, Second Edition — 2010. Cincinnati: 103.
  - » US EPA (2012) Phytotechnologies for site cleanup  
<http://www.clu-in.org/download/remed/phytotechnologies-factsheet.pdf>
  - » US EPA (2014, 29–12–2014). „Mercury — Basic information.“ Retrieved 05–04–2015, 2015, from <http://epa.gov/mercury/about.htm>.
  - » US. Environmental Protection Agency, 2014, 'Environmental Effects: Fate and Transport and Ecological Effects of Mercury', Available from <http://www.epa.gov/hg/eco.htm>
  - » US EPA Region 9 (2015) <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/>
  - » US Government (1998) Overview of Thermal Desorption Technology. An Investigation Conducted by Foster Wheeler Environmental Corporation and Battelle Corporation on behalf of the US government. Contract Report CR98.008-ENV.
  - » Veiga, M. M. and Baker R. F. (2004), Global Mercury Project Protocols for Environmental and Health Assessment of Mercury Released by Artisanal and Small-Scale Gold Miners. Vienna, Austria: GEF/UNDP/UNIDO, 2004, 294p.
  - » Wang J., X. Feng, C. Anderson, W. N. Christopher (2012) Remediation of mercury contaminated sites — A review. *Journal of Hazardous Materials*; Volume: 221, 1–18
  - » Watson, A. (2015). “Dangerous State of Play” — Heavy Metal Contamination of Kazakhstan’s Playgrounds. In: Arnika, EcoMuseum, CINEST 2015: Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Monitoring Report. Arnika — Toxics and Waste Programme, Karaganda — Prague, April 2015.
  - » Winder. C., and Stacey. N., (2004) Occupational Toxicology, Second Edition Chris Winder, Neill H. Stacey (ed) CRC Press; 2 edition (February 25, 2004)
  - » Weber R, Lino F, Imagawa T, Takeuchi M, Sakurai T, Sadakata M., (2001) Formation of PCDF, PCDD, PCB, and PCN in de novo synthesis from PAH: mechanistic aspects and correlation to fluidized bed incinerators. *Chemosphere*. 2001 Sep;44 (6):1429–38.
  - » WHO, 1990; Castoldi, 2001 cited in Hsiao, H, Ullrich, S, Tanton, T, 2009, 'Burdens of mercury in residents of Temirtau, Kazakhstan I: Hair mercury concentrations and factors of elevated hair mercury levels', *Science of the Total Environment*, Vol 409, Iss 11, 2011 pp 2272–2280. Available from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969709012753>
  - » World Health Organisation. (2010) Exposure to dioxins and dioxin-like substances: a major public health concern. <http://www.who.int/ipcs/features/dioxins.pdf>



# ФОТОГРАФИИ



# РЕКА НУРА

Крупнейшая река Центрального Казахстана. Нура получила значительное ртутное воздействие, начиная с 1950 г. Источником являлся химический завод Карбид в г.Темиртау.

1. Бывший завод Карбид, источник загрязнения Нуры ртутью.
2. и 3. Отбор проб донных отложений на реке Нура в августе 2013 года.









# ЭКИБАСТУЗ

Экибастузская подстанция была построена для выпрямления переменного ток в постоянный с помощью 15 тысяч конденсаторов, в которых были использованы масла содержащие ПХД.

1. Химические анализы почв отобранных под бывшими постановками конденсаторов показали высокие концентрации ПХД.
2. Отбор проб донных отложений из озера на юг от подстанции.
3. Пробы были взяты тоже в дачных участках вокруг подстанции.



# ТЕМИРТАУ

В городе Темиртау проживает около 170 000 жителей. Металлургический комбинат Арселор Миттал Темиртау (АМТ) находится на расстоянии 500 м от ближайших домов.

1. и 2. Отбор проб почвы на детских площадках в Темиртау в августе 2013 году.
3. Отбор пробы на хвостохранилище завода Карбид недалеко от Темиртау.



1.



2.



3.



A photograph of a lake at dusk. In the foreground, several people are silhouetted against the water, sitting on a log or pier and fishing. The water is calm, reflecting the sky and the lights of a city in the distance. In the background, an industrial plant with several smokestacks is visible, with smoke rising from them. The sky is a mix of blue and orange, indicating sunset or sunrise. The overall mood is serene yet industrial.

# БАЛХАШ

Город в Карагандинской области, расположен на северном побережье озера Балхаш с населением 76 000 человек. Балхашские предприятия находятся на 22 месте в мире среди крупнейших медеплавильных заводов.

1. Ребята на рыбалке в канале вод охлаждения электростанции при металлургическом комбинате.
2. В Балхаше мы также отбирали пробы почвы на детских площадках.
3. Отбор проб донных отложений из озера Балхаш вблизи металлургического комбината.





4. Пробы, взятые снаружи хвостохранилища, содержали большие концентрации тяжелых металлов.
5. Выгрузка шлака на отвале в г. Балхаш
6. Пробы донных отложений надо было отобрать из разных точек и затем тщательно перемешать.
7. Отложения разных цветов показывают на потенциальное загрязнение разными металлами





# ГЛУБОКОЕ

Поселок Глубокое (в Восточно-Казахстанской области) имеет население около 10 000 человек. Вокруг поселка расположено пять мест размещения металлургических шлаков Иртышского металлургического завода.





Европейский Союз включает в себя 28 государств-членов, которые решили объединить свои передовые знания, ресурсы и судьбы своих народов. В течение 50 лет совместными усилиями они создали зону стабильности, демократии и устойчивого развития, сохранив при этом культурное многообразие, личные свободы и атмосферу терпимости. Европейский Союз неуклонно стремится передавать свои достижения и ценности странам и народам, находящимся за его пределами.

Европейская Комиссия является исполнительным органом Европейского Союза. Этот отчет подготовлен и опубликован как часть проекта «Расширение прав и возможностей гражданского общества в Республике Казахстан для улучшения химической безопасности» профинансированного Европейским Союзом и софинансированного Global Greengrants Fund и Международной сетью по уничтожению ОЗ (IPEN) в рамках работы рабочих групп IPEN по диоксидам, ПХД, отходам и токсичным металлам. Мнения, выраженные в этой публикации, не обязательно отражают взгляды Европейской Комиссии и других доноров.



Проект выполнен следующими организациями – Арника, Программа по токсичным веществам и отходам (Прага, Чехия), Карагандинский областной Экологический Музей и Центр по внедрению новых экологически безопасных технологий, CINEST (Караганда, Казахстан).

ISBN 978-80-87651-15-5