

Введение Рассмотренные нами в предыдущей работе механизмы превращения и распределения тяжелых металлов в бытовом мусоре показали, что при его сжигании происходит концентрирование свободных металлов и их потенциально опасных соединений, отличающихся высокой токсичностью и летучестью [1].

При этом необходимо учитывать, что они образуются во всех видах отходов мусоросжигательных заводов (отходящих газах, летучей золе и шлаке), причем, поступая с выбросами в атмосферу, происходит бионакапливание металлов не только в воздухе, но и в почвах и растительности в окрестностях, прилегающих к заводам, во много раз превышающие фоновые значения. Согласно докладу Международной общественной природоохранной организации «Greenpeace», от деятельности мусоросжигательных заводов ежегодно в атмосферу поступает большое количество тяжелых металлов, перечень наиболее токсичных представлен на рисунке 1. Рис. 1 - Выбросы тяжелых металлов

мусоросжигательных заводов Помимо атмосферного воздуха, тяжелые металлы при сжигании отходов концентрируются также в летучей золе и шлаке, причем их концентрация после термической утилизации возрастает до 10 раз (см. рис. 2). Рис. 2 - Сравнительный анализ концентраций тяжелых металлов в отходах мусоросжигательных заводов Следует также отметить тот факт, что образующаяся при сжигании бытового мусора зола по весу составляет до 30% от исходного веса отходов, представляющая большую экологическую опасность для окружающей среды по сравнению с самим бытовым мусором [2].

Морфологический состав бытового мусора достаточно разнообразный и зависит от большого количества факторов. Одними из опасных компонентов мусора являются пластмассы, искусственная кожа, резина и другие представители полимеров. На их долю приходится от 2 до 5% от всего состава. Причем 50% от всего объема отходов составляет различный упаковочный материал, 30% из которого - это пластик [3]. Основным способом уничтожения полимерных отходов является термическая утилизация, хотя этот способ утилизации является экономически невыгодным и технически сложным, а, главное, экологически небезопасным, так как в результате выделяются продукты неполного сгорания окрашенных полимеров, загрязняющих атмосферный воздух [4]. Окрашенные полимеры получают введением в их матрицу неорганических или органических пигментов, в состав которых входят тяжелые металлы [5]. Например, красный железоокисный пигмент Sicotrans Red K 2819 с массовой долей соединений железа 93,5 - 97% (BASF) применяется для объемного окрашивания резины и ПВХ; концентрат «бирюзовый 5500» (Degussa) представляет смесь оксидов кобальта, лития, титана и цинка и предназначен для окраски полиэтилена, полипропилена и других полиолефинов. Пигменты синего цвета Pigmentblau 5050, 5100 и 5200, как и зеленый пигмент Pigmentblau 6060 (Degussa), содержащие кобальт, применяются для пластмасс. Аналогично, используются концентраты с неорганическими пигментами, состоящими из

различных смесей оксидов металлов в непластифицированном ПВХ, полиолефинах и других пластмассах, такие как желтый Gelb 10401 (титанат никеля и сурьмы), желтый Gelb 10406 и 10408 (титанаты хрома и сурьмы) и коричневый Braun 10364 (титанат сурьмы и марганца) (Ciba) [6]. Как уже отмечалось выше, сжигание бытовых отходов - один из распространенных способов утилизации, использующийся в более 20 странах мира, в том числе и в России. Однако доля России по количеству мусоросжигательных заводов по сравнению с ведущими странами составляет примерно 2% [3]. В настоящее время во многих странах Европейского союза из-за ужесточения норм по охране окружающей среды большинство мусоросжигательных заводов либо закрыты, либо отправлены на реконструкцию. Например, в Голландии из имеющихся 12 заводов 4 уже ликвидировали, а на оставшихся проводится полное переоборудование материально-технической базы [7]. В начале 90-х годов в Великобритании функционировало 780 заводов, к 1999 году их стало 110, а в 2001 г. - 12. В России практически все мусоросжигательные заводы оснащены морально и технически устаревшим оборудованием, что на сегодняшний день привело к необходимости полного обновления технической базы для повышения экологической безопасности [7]. Таким образом, контроль качества атмосферного воздуха от выбросов мусоросжигательных заводов остается главной задачей, как для самих заводов, так и для городских властей.

Методическое обеспечение при контроле атмосферного воздуха Уже с 70-х гг. активно начали разрабатывать методики определения загрязняющих веществ, отличающиеся своей надежностью и действенностью. Это связано с тем, что осуществляемый контроль, а также разработка новых и усовершенствование уже имеющихся методик по определению тяжелых металлов в газовых выбросах является трудоемкой и достаточно сложной задачей [8]. В настоящее время при контроле загрязняющих веществ в воздухе (в частности, тяжелых металлов) применяют инструментальные методы аналитической химии, включающие в себя физические и физико-химические методы определения, позволяющие проводить как качественный, так и количественный анализ. Физико-химические методы подразделяются на электрохимические и спектральные (оптические) [9]. Преимуществом этих методов является небольшая продолжительность анализа и небольшой объем пробы, а также они обладают высокой чувствительностью и экспрессностью. Кроме этого, возможно автоматизировать процесс определения. В отличие от классических методов химического анализа они позволяют определять загрязняющие вещества при низких пределах обнаружения [10]. В основе этих методов лежит измерение физических свойств веществ (аналитический сигнал) в зависимости от природы и количества исследуемой пробы [10, 11]. Ферментативные методы определения, которые стоят обособленно от всех, также используются при контроле тяжелых металлов в объектах природной среды [12]. Помимо своей экспрессности, простоты при

использовании оборудования и проведения самого эксперимента, экономичности, они отличаются также высокой чувствительностью и селективностью за счет высокой каталитической активности и специфического действия биокатализаторов. Эти методы используются совместно с инструментальными, а именно фотометрией, вольтамперометрией и др. [13]. Существует достаточно много методик определения тяжелых металлов с использованием ферментативных методов. Так, например, методики определения металлов по их ингибирующему действию на нативные ферменты (определяемые металлы - Ag, Hg, Pb, Cd, Bi, Zn), а именно уреазу, инвертазу, глюкозооксидазу, ксантинооксидазу, АДГ (алкогольдегидрогеназу) из пекарских дрожжей, печени лошади [14-22]. На сегодняшний день электрохимические методы определения занимают одно из ведущих мест среди физико-химических методов определения из-за простоты и автоматизации проведения самой процедуры анализа и дешевизны оборудования [23]. Эти методы основаны на изучении процессов, проходящих на поверхности электрода или в приэлектродном пространстве. Электрохимические методы являются одним из методов контроля тяжелых металлов, а для ряда металлов (Cd, Pb, Tl, Bi) используются чаще из-за более низкого предела обнаружения за счет использования классического ртутного электрода [24]. Спектральные методы анализа, по сравнению с электрохимическими, все же являются более избирательными и универсальными. При контроле объектов окружающей среды, и в частности атмосферного воздуха, среди электрохимических методов определения особое место занимает инверсионная вольтамперометрия (ИВ), где определяется зависимость силы тока от потенциала в электрохимической ячейке. Для повышения чувствительности осуществляют предварительное концентрирование определяемого компонента путем его перевода из объема раствора на поверхность электрода или в его объем, образуя амальгаму или пленку на поверхности электрода. Данный перевод возможен за счет проведения соответствующей электрохимической реакции или в результате процесса адсорбции. Затем определяемый компонент подвергается электрохимическому окислению или восстановлению. Весь процесс проводится в трехэлектродной электрохимической ячейке, состоящей из электрода сравнения, индикаторного (рабочего) электрода и вспомогательного электрода. Так, например, для контроля воздуха загрязнениями Pb, Cu, Cd предлагается использовать ИВ, где в качестве рабочего электрода используется ртутный пленочный электрод на импрегнированной графитовой подложке. Предел обнаружения составляет 10-6 г/м<sup>3</sup> [25]. Также возможно определение ртути, которое заключается в предварительной экстракции ртути в воздухе с последующим вольтамперометрическим определением на золотом электроде. Предел обнаружения - 0 - 100 мкг/м<sup>3</sup> [26]. Многими фирмами-разработчиками приборов контроля предлагается ряд методик определения тяжелых металлов в

атмосферном воздухе, уже аттестованных и прошедших апробацию в лабораториях и на промышленных предприятиях. Например, фирмой «Аквилон» предлагается вольтамперометрический анализатор АКВ-07МК с пакетом аттестованных методик определения [27]. Перечень методик представлен в таблице 1.

Название	Определяемые элементы	Нормативный документ	Методика
выполнения измерений массовой концентрации тяжелых металлов и токсичных элементов в атмосферном воздухе, воздухе жилых и общественных зданий	методом инверсионной вольтамперометрии Cd, Pb, Cu, Zn, Bi, Tl, Ag, Fe, Se, Co, Ni, As, Sb, Hg, Mn	ПНД Ф 13.2:3.51-06	Методика выполнения измерений массовой концентрации тяжелых металлов и токсичных элементов в воздухе рабочей зоны
методом инверсионной вольтамперометрии Cd, Pb, Cu, Zn, Bi, Tl, Ag, Fe, Se, Co, Ni, As, Sb, Hg, Mn		ФР.1.34.2005.01729	При сравнительном анализе метода ИВ с другими методами контроля

следует выделить следующие достоинства [28]: 1. определение достаточно большого количества тяжелых металлов; 2. совместное определение двух и более компонентов и их соединений при различных концентрациях; 3. низкий предел обнаружения ( $10^{-9}$  -  $10^{-10}$  М); 4. большая селективность; 5. автоматизация процесса определения; 6. простота и дешевизна приборного оснащения. К ограничениям метода ИВ, в прочем как ко многим другим методам контроля воздушной среды, можно отнести достаточно небольшое количество метрологического обеспечения методик определения. Многие авторы при контроле за содержанием тяжелых металлов в атмосфере, помимо инверсионной вольтамперометрии, выделяют следующие современные методы анализа: атомно-абсорбционный и атомно-эмиссионный, рентгенофлуоресцентный, спектрофотометрический и масс-спектральный [8,29-37]. Спектральными методами возможно определять широкий спектр загрязнений в воздухе, так например, использование спектрофотометрии в видимой, УФ- и ИК-областях позволяет контролировать содержание в воздухе следующих металлов: Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, Se, Cd, Mo, Te, W, Pb; с помощью атомно-эмиссионной спектрометрии - Mg, Al, Si, Ca, Tl, V, Cr, Mn, Cu, Fe, Ni, Zn, Cd, Sn, Pb; методом атомно-абсорбционной спектрометрии - Zn, Ni, Cd, Ba, Cr, Mn, Fe, Tl, Cu, Sn, Hg, Pb; рентгенофлуоресцентным анализом - Na, Al, Si, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Cd, Sn, Sb, Pb, Hg [8]. Согласно [37], выделяют, как наиболее приоритетный метод контроля воздуха, метод атомно-эмиссионной спектроскопии (АЭС). Следует отметить, что при сравнении атомно-эмиссионного анализа с атомно-абсорбционным, он практически ничем не уступает, а в некоторых случаях является более универсальным (например, при суммарном определении большого числа элементов). Но в это же время сразу возникает проблема, которую необходимо решать безотлагательно, а именно отсутствие надежных, методологически аттестованных и в тоже время быстрых методик определения тяжелых металлов в атмосферном воздухе. Авторами

предлагается химико-спектральная методика, основанная на количественном определении широкого спектра металлов в воздухе. Суть определения: предварительно отбор пробы проводится с помощью аналитических аэрозольных фильтров с последующим спектральным анализом зольного остатка фильтра. При проведении атомно - эмиссионного анализа в качестве вида атомизации используется электрическая дуга [37]. Существует ряд методик, где в качестве атомизатора при спектральном анализе используется индуктивно связанная плазма. Этот вид АЭС на сегодняшний день является перспективным [38].

Таблица 2 - Перечень методик определения различных металлов в воздухе [31]

Название методики	Вид атомизации	Длина волны, нм	Погр., %	Методика
определения концентрации хрома	атомно-абсорбционным методом	при массовой доле в пыли 0,04 - 20%	Пламя смеси ацетилена с закисью азота	357,9 ±15
Методика определения концентрации марганца	атомно-абсорбционным методом	при массовой доле в пыли 0,1 - 55%	Пламя смеси ацетилена с воздухом	279,5 ±10
Методика определения концентрации никеля	атомно-абсорбционным методом	при массовой доле в пыли 0,05 - 0,3%	Пламя смеси ацетилена с воздухом	232,0 ±15
Методика определения концентрации цинка	атомно-абсорбционным методом	при массовой доле в пыли 0,1 - 2,0%	Пламя смеси ацетилена с воздухом	213,9 ±15
Методика определения концентрации алюминия	атомно-абсорбционным методом	при массовой доле в пыли 0,4 - 3,3%	Пламя смеси ацетилена с закисью азота	309,3 ±25
Методика определения концентрации железа	атомно-абсорбционным методом	при массовой доле в пыли 0,3 - 55%	Пламя смеси ацетилена с воздухом	248,3 ±10
Методика определения концентрации свинца	атомно-абсорбционным методом	при массовой доле в пыли 0,02 - 0,5%	Пламя смеси ацетилена с воздухом	283,3 ±25
Методика определения концентрации меди	атомно-абсорбционным методом	при массовой доле в пыли 0,1 - 4%	Пламя смеси ацетилена с воздухом	324,7 ±10
Методика определения концентрации магния	атомно-абсорбционным методом	при массовой доле в пыли 0,1 - 20%	Пламя смеси ацетилена с воздухом	285,2 ±12
Методика определения концентрации кальция	атомно-абсорбционным методом	при массовой доле в пыли 2 - 14%	Пламя смеси ацетилена с воздухом	422,7 ±10

Однако в ряде работ рекомендуется использовать атомно-абсорбционную спектроскопию [30], хотя было доказано, что этот вид анализа может давать систематические погрешности, связанные с недостаточной минерализацией пробы [32]. Также сравнительный анализ чувствительностей АЭС-ИСП и беспламенной ААС для ряда металлов показал сопоставимость этих методов контроля [39]. Согласно [40], для As, Se, Hg, Pb этот метод будет менее чувствительным, по сравнению с ААС, если не использовать дополнительно генератор гидридов. Так при определении таких металлов, как Si, Fe, Al, Zn, Pb, Cu, Mn, Ti, методика определения заключается в том, что пробу воздуха пропускают через пористый полистирол (фильтр), собирают эти частицы с

фильтра и делают из них суспензию, которую потом распыляют в плазму [41]. Предлагается также методика определения Hf, Ag и его солей, Ta и его оксидов [42]. Отличительной особенностью данной методики является предварительная обработка целлюлозных фильтров раствором HNO<sub>3</sub>(конц.) для определения Ag или смесью HNO<sub>3</sub> + HClO<sub>4</sub> + HF - для Hf и Ta. Атомно-абсорбционная спектрометрия также рекомендована при контроле тяжелых металлов в воздухе [43-47]. В большей части методик определение тяжелых металлов в воздухе происходит в несколько этапов, а именно, их концентрирование, а потом определение в спектрометре. Лучшим способом все же считается ввод пробы непосредственно в атолизатор прибора [8]. Это возможно в двух случаях, когда воздух проходит через нагретый уголь, образуя оксид углерода, а затем через кювету, расположенную в самом атомно-абсорбционном спектрофотометре. Получаемый оксид углерода восстанавливает металлы в виде свободных атомов. С помощью этой методики можно определять только летучие металлы. Второй способ определения осуществляется следующим образом: воздух проходит через графитовую трубку, где происходит адсорбция металлов. Эту трубку помещают в спектрометр, где уже происходит переход металлов в атомы и непосредственно определение. Второй способ определения считается более высокочувствительным, простым при проведении эксперимента. Например, при определении соединений свинца как неорганических, так и органических используется методика с атомизацией, описанная во втором способе [48]. Предел обнаружения - 10 нг/м<sup>3</sup>. Селен в воздухе определяется подобным способом [49]. Предварительное концентрирование металлов, которое часто применяется в методиках определения, также проводят на аэрозольных фильтрах с последующими вариантами озонирования (сухое или мокрое). Для одновременного определения от двух и более компонентов методом ААС используют следующую методику при приготовлении пробы для анализа: фильтр, через который потом пропускают воздух, загрязненный тяжелыми металлами, сначала обрабатывают смесью HClO<sub>4</sub>(к) + HNO<sub>3</sub>(к), а затем упаривают, затем еще раз HNO<sub>3</sub>(к) и добавляют дистиллированную воду. Только после этого проводят спектрометрический анализ [38]. При определении хрома в воздухе пробу предварительно обрабатывают буферным раствором (pH = 3 - 5) и фильтруют через катионо- и анионообменные смолы, в результате чего выделенные соединения хрома контролируют атомно-абсорбционным методом. Существует много методик определения ртути в атмосферном воздухе. Отличие их друг перед другом заключается в способах концентрирования анализируемых проб перед анализом [49-53]. Также рассмотрены методики определения с использованием не только пламенной, а также и электротермической атомизацией пробы (табл. 3) [30,31,43,54,55].

Название методики	Определяемый элемент	Предел обнаружения, мкг/л	Измерение
-------------------	----------------------	---------------------------	-----------

концентрации кобальта, никеля, меди, цинка, кадмия, свинца, железа, марганца, молибдена, олова, вольфрама (в сварочном аэрозоле) Co 0,01-2 Ni 0,005-0,5 Cu 0,02-5 Zn 0,01-5 Cd 0,02-2 Pb 0,01-10 Fe 0,01-10 Mn 0,02-3 Mo 0,5-20 Sn 0,5-500 W 3,3-50 Методика определения концентрации алюминия атомно-абсорбционным методом Al 0,4-3,3% Методика определения концентрации марганца, меди, хрома, никеля, свинца, цинка атомно-абсорбционным методом Mn 0,1-55% Cu 0,1-4% Cr 0,04-20% Ni 0,05-0,4% Pb 0,02-0,5% Zn 0,1-2% Атомно-абсорбционный метод определения свинца в воздухе Pb 0,02-0,5% Атомно-абсорбционный метод определения свинца в воздухе рабочих мест Pb 0,02-0,5% Метод определения концентрации ртути Hg 0,0001-0,004 Рентгенофлуоресцентный анализ также используется для контроля выбросов тяжелых металлов в атмосферу. Одним из достоинств этого метода является отсутствие предварительной пробоподготовки, что позволяет ускорить процедуру анализа [56]. Как уже отмечалось выше, ограниченность существующих аттестованных и широко используемых методик определения тяжелых металлов в атмосферном воздухе определяет использование этого метода в качестве метода контроля. Среди имеющихся методик определения можно выделить следующие: 1. «Методика выполнения измерений массовой концентрации тяжелых металлов в вентиляционных выбросах рентгенофлуоресцентным методом» (Свид-во Госстандарта РФ № 2420/89-99). Определяемые металлы - Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Fe, Mn, Cr. 2. «Методика выполнения измерений массовой концентрации тяжелых металлов в воздухе рабочей зоны рентгенофлуоресцентным методом» (Свид-во Госстандарта РФ № 2420/62-2001 МУК утв. 16.05.03 № 4.1. 1354-03). Определяемые металлы - Vb, Zn, Cu, Ni, Co, Fe, Mn, Cr, V. Количественное определение ванадия, висмута, меди, кобальта, марганца, никеля, цинка и свинца осуществляется в пределе обнаружения - 0,02 - 5,0 мг/м<sup>3</sup>; хрома - 0,005 - 5,0 мг/м<sup>3</sup> и железа - 0,02 - 50,0 мг/м<sup>3</sup>. Ограниченность метода - присутствие в воздухе одновременно Cr (III) и Cr (IV); также неравномерное распределение частиц воздуха на фильтре. Использование масс-спектрального анализа с совместным использованием более простых методов инструментального анализа при определении загрязняющих веществ в воздухе позволило расширить круг определяемых тяжелых металлов. Следует обратить внимание, что загрязняющие вещества, а именно тяжелые металлы могут находиться в воздухе не только в свободном состоянии в виде чистых металлов, а также - различных соединений как неорганических, так и органических, что существенно осложняет контроль воздушного бассейна. В связи с этим анализ усложняется тем, что предварительно необходимо провести разделение сложной смеси с последующей идентификацией. С этой целью масс-спектральный анализ объединяют с хроматографическим разделением (хромато-масс-спектральный анализ). Но в тоже время, при проведении такого анализа усложняется само аппаратное обеспечение и процедура определения [8,57].

Использовании метода хромато-масс-спектрометрии для определения следов тяжелых металлов достаточно ограничен, так как практически все методики определения направлены на контроль углеводов и их производных [31]. В настоящее время большое распространение получила масс-спектрометрия с использованием индуктивно-связанной плазмы (ИСП-МС), где такой вид атомизации необходим для получения ионов с последующим детектированием с помощью масс-спектрометра [33]. Суть определения заключается в отборе пробы на специальный фильтр с эффективностью улавливания твердых частиц воздуха 95% [58]. Многие авторы описывают использование масс-спектрометрии как метода прямого определения загрязняющих веществ в воздухе с использованием лазерной абляции [59]. Чаще встречаются работы, где описывается определение состава пробы с предварительным разложением аэрозольного фильтра [60]. Так, авторами предлагается проводить разложение фильтра при температуре 550°C при сплавлении с сульфатом аммония и последующей обработкой смесью кислот. С помощью данной методики можно определять следующие металлы в воздухе: Na, K, Ca, Fe - предел обнаружения 0,3 - 3 мкг/м<sup>3</sup>; Mg, Al, Sc, Ti, Cr, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sn - 300 - 30 нг/м<sup>3</sup>; Be, V, Mn, Rb, Sr, Mo, Cd, Ba, Pb, W - 30 - 3 нг/м<sup>3</sup> и Li, Co, Ag и др. редкоземельные металлы - 3 нг/м<sup>3</sup>. При этом погрешность определяется в зависимости от ряда металлов, приведенных выше, и варьируется в диапазоне 10 - 30%.

Спектрофотометрический анализ достаточно широко применяется при контроле объектов окружающей среды. Он широко используется при определении одного металла либо при определении массовой концентрации тяжелых металлов в воздухе. Так, например, для определения меди в аэрозолях воздуха часто предлагается в качестве метода контроля атомно-абсорбционный или рентгенофлуоресцентный анализы [61,62]. К недостаткам этих методов по сравнению с фотометрическим анализом относят, по мнению этих авторов, использование дорогостоящего оборудования, которое не всегда имеется в наличие многих экоаналитических лабораторий. Согласно [63], при определении различных форм меди в воздухе проводилось фотометрическое определение с использованием диэтилдитиокарбамата натрия. Методика определения проводится в несколько стадий (осаждение твердых частиц меди воздуха на фильтр, с последующей обработкой его смесью кислот; дополнительное выделение диэтилдитиокарбамата меди с помощью экстракции), что значительно усложняет процедуру анализа. Поэтому авторами следующей работы [64] была предложена своя методика определения, где в качестве реагента выбран пикрамин-эпсилон, использование которого позволяет исключить проведение дополнительной стадии при определении. Определение проводилось при  $\lambda = 550$  нм. Предел обнаружения составляет 0,5 мкг/м<sup>3</sup>. Погрешность определения -  $\pm 20\%$ . Подобным образом определяется никель в воздухе рабочей зоны [65]. В таблице 4 приведен перечень методик

определения тяжелых металлов с использованием спектрофотометрического анализа в различных областях спектра электромагнитного излучения [31].

Таблица 4 - Спектрофотометрическое определение тяжелых металлов в воздухе

Название методики определения Длина волны, нм Погрешность определения

Методика определения концентрации марганца фотометрическим методом при

массовой доле в пыли 0,02 - 2% 530 - 550  $\pm 25\%$  Методика определения

концентрации никеля фотометрическим методом при массовой доле в пыли 0,05

- 0,4% 520 - 540  $\pm 25\%$  Методика определения концентрации алюминия

фотометрическим методом при массовой доле в пыли 0,05 - 1,5% -  $\pm 25\%$

Многими фирмами-разработчиками аппаратного и методологического

обеспечения также предлагаются методики определения загрязняющих веществ

при выбросах промышленных предприятий, представленные в следующей

таблице. Следует заметить, что перечисленные ниже нормативно-методические

документы, как в принципе и аппаратное обеспечение, возможно, приобрести у

этих фирм. Таблица 5 - Перечень методик, предлагаемые фирмами-

разработчиками [66 - 68] Нормативный документ Название Диапазон

определения МВИ-07-04 Методика выполнения измерений массовой

концентрации железа ( $Fe^{3+}$ ) в промышленных выбросах фотометрическим

методом 1,0 - 1500 мг/м<sup>3</sup> М-О-11/99 Методика выполнения измерений массовой

концентрации марганца и его соединений в источниках загрязнения атмосферы

фотометрическим методом 0,15 - 1500 мг/м<sup>3</sup> М-12.ФР.1.31.2011.11263 Методика

выполнения измерений массовой концентрации алюминия и его соединений в

промышленных выбросах в атмосферу фотометрическим методом с алюминоном

- №ЛПЭ-13/04 Методика определения аэрозолей свинца и его неорганических

соединений в выбросах стекольного производства (фотометрический метод) -

ПНД Ф 13.1.31-02 Методика выполнения измерений массовой концентрации

хрома шестивалентного в промышленных выбросах фотометрическим методом

0,08 - 100 мг/м<sup>3</sup> М-О-10/01 Методика выполнения измерений массовой

концентрации паров и летучих соединений ртути в источниках загрязнения

атмосферы фотометрическим методом 0,14 - 0,54 мг/м<sup>3</sup> В заключении можно

сделать следующий вывод о том, что существует большое количество методов

контроля атмосферного воздуха. К сожалению, все они трудоемкие и требуют

много времени на проведение анализа (с затратой дополнительного времени на

пробоотбор и пробоподготовку), дорогостоящего и громоздкого оборудования.

Поэтому нами предлагается использовать сочетания расчетных и

экспериментальных методов контроля с предварительным выявлением

металлов-маркеров, что позволит создать модель загрязнения с последующим

проведением анализов в аккредитованных лабораториях, если это будет

необходимо, что позволит сократить время и стоимость анализов.