

УДК 504.54.05:625.7 (476.1)

А.В. РУДЬ

**ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ПОЧВ И РАСТИТЕЛЬНОСТИ
ПРИДОРОЖНЫХ ПОЛОС АВТОДОРОГ МИНСКОЙ ОБЛАСТИ**

Influence of emissions of heavy metals in product-s of transport on adjoining to motorways of the Minsk area nature-territonal complexes is investigated. For an estimation of a degree of influence the total parameter of pollution as the indicator of a level of danger of accumulation of substances in soil horizons proceeding from specifications of maximum permissible concentration of re searched elements was used.

Автомобильный транспорт является одним из основных загрязнителей окружающей среды. По данным Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды, за последние 5 лет в Республике Беларусь ежегодные поступления в атмосферу загрязняющих веществ от передвижных источников составляли около 1 млн т. что превышало 70 % суммарного объема выбросов по стране [1]. Значительная их часть сконцентрирована в Минской области, где плотность автодорог с твердым покрытием составляет 412,8 км/1000 км² (для Беларуси этот показатель значительно ниже - 338,1 км/1000 км²), при этом их общая протяженность устойчиво увеличивается (в среднем за год площадь земель под дорогами растет на 1,26 тыс. га) [2].

Влияние автодороги как источника антропогенного вмешательства в природно-территориальный комплекс проявляется в длительном воздействии невысоких в целом концентраций элементов, образующихся при сгорании топлива или эксплуатации автомобиля, которые оседают по краям дорожного полотна, аккумулируясь на поверхности и мигрируя по почвенному профилю.

На территориях, прилегающих к автомобильным дорогам, особую опасность представляет загрязнение продуктами эмиссии автотранспорта и износа дорожного полотна сельскохозяйственных растений, грибов и ягод. Под влиянием выбросов происходит ингибирование роста главных побегов растений, нарушение ритма онтогенеза в сторону ускорения прохождения фенофаз, сокращения площади листьев и накопления сухой массы, что

в конечном итоге приводит к снижению продуктивности. Кроме того, такие растения отличаются пониженным содержанием большинства аминокислот, что влечет за собой снижение их биологической ценности и ухудшение пищевых качеств [3]. Воздействие окислов азота вызывает повреждение лесных насаждений, первым симптомом которого является обесцвечивание и усыхание листьев, опад хвои.

Исследования придорожных экосистем показывают, что повышенная свинцовая нагрузка на растения, вызванная в основном поверхностными осадками, может превышать фоновые уровни в условно чистых (незагрязненных) сельскохозяйственных культурах в 5-20 раз. в травах - в 20-200 раз, в деревьях - в 100-200 раз [4].

При исследовании загрязнения почв выбросами автотранспорта необходимо учитывать интенсивность движения и типы автомобилей, а также характер почвенного покрова и вид землепользования. Так, например, пахотные угодья по сравнению с луговыми одинакового уровня загрязнения достигают медленнее. Отмечаются различия в накоплении тяжелых металлов в растениях, произрастающих на почвах разной степени гидроморфизма.

Обобщая данные литературных источников, можно выделить следующую закономерность: максимальное загрязнение отмечается на расстоянии до 7 м от полотна дороги, опасная концентрация сохраняется до 20-30 м, а дальше уровень загрязнения постепенно снижается. Наибольшее содержание свинца (до 3520 мкг/кг) отмечается в верхнем слое (0-5 см) почвы на расстоянии до 50 м от края дороги. Загрязнение почв придорожных зон кадмием и цинком заметно ниже, а выпадение никеля не обнаружено [5].

Для оценки экологического состояния придорожных земель Минской области автором статьи в 2003-2004 гг. были проведены исследования на крупнейшей в Республике Беларусь автострате Брест - Минск - граница Российской Федерации (М 1) и одной из активных внутренних магистралей Минск - Гродно (М 6). Цель работы заключалась в определении уровней загрязнения продуктами эмиссии автомобильного транспорта придорожных природно-территориальных комплексов, а также разработке мероприятий по их рациональному использованию. За основу были взяты показатели загрязнения почв валовых и подвижных 4-х форм свинца, меди, цинка, хрома, никеля, кадмия в пределах репрезентативных участков автотрасс. Критериями выбора участков являлись интенсивность движения автотранспорта, эксплуатационное состояние полотна, наличие сведений о длительности эксплуатации данного участка дороги, характер почвенных и геоморфологических условий, обустройство автомобильной дороги. Кроме проб почв, были отобраны образцы растительности, которые также анализировались на содержание в них тяжелых металлов.

Уровень химического загрязнения почв находили путем сопоставления содержания валовых и подвижных форм тяжелых металлов в загрязненной почве с установленными в Республике Беларусь предельно допустимыми и ориентировочно допустимыми концентрациями (ПДК и ОДК соответственно); суммарный показатель загрязнения определялся согласно [6]. Кроме того, полученные концентрации сравнивались с кларковыми значениями, характерными для почв региона исследований. Оценка степени загрязнения растений производилась путем сравнения фактического содержания в них тяжелых металлов с их максимально допустимыми уровнями (МДУ) в кормах и санитарными нормами в продовольственном сырье и пищевых продуктах.

На участках на расстоянии 5, 10, 25, 50, 100 и 200 м от кромок дороги были заложены пробные площадки для изучения загрязнения почв и растительности, с которых были взяты образцы почвы для анализа, а также смешанные пробы растительности, состоящие из 5-8 растений одного вида, произрастающих в пределах изучаемого биоценоза. Для характеристики разновидности типа почвы на расстоянии 100 м от края полотна были зало-

жены почвенные разрезы, отбор образцов из которых производился по-слоино: из верхнего горизонта (0-0,1 м) и каждого нижележащего до подстилающей породы.

Химический анализ проб почв и растительности проводился в соответствии с нормативными документами, входящими в «Перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению в деятельности лабораторий экологического контроля предприятий и организаций Республики Беларусь»; тяжелые металлы в почве и растительной продукции определяли методом атомно-адсорбционной спектроскопии с пламенной атомизацией [7].

Было установлено, что обследованные почвы и растительность на удалении до 200 м от кромки дорог в той или иной мере подвержены воздействию тяжелых металлов. Наибольшее валовое содержание в почвах придорожных полос характерно для цинка - от 8,86 до 41,05 мг/кг. Максимальное загрязнение дерново-подзолистых почв валовыми и подвижными формами цинка установлено на расстоянии 5-25 м от полотна дороги. В этой зоне содержание подвижных форм цинка превышает величину ПДК - 23 мг/кг (здесь и далее используются величины ПДК и ОДК согласно [8]). По мере удаления от дороги концентрации элемента резко уменьшаются, что свидетельствует об антропогенном характере его происхождения. В то же время содержание валовых форм цинка в почве не превысило величины ОДК (55 мг/кг) по всей придорожной полосе. Отметим, что цинк наименее токсичен из всех тяжелых металлов, его активность возрастает по мере снижения pH почвы.

Одним из наиболее сильных загрязнителей окружающей среды, связанных с выбросами автотранспорта, является свинец и его соединения. Валовое содержание свинца в почве обследованных участков дороги М 1 изменялось от 25,79 до 15,97 мг/кг в полосе шириной 200 м, что составило 215-130 % кларка (12 мг/кг). однако не превышает санитарных норм (ОДК - 32 мг/кг). Для подвижных форм свинца превышение ОДК обнаруживается практически повсеместно; максимальная концентрация зафиксирована на расстоянии до 10 м от полотна автодороги - 21,03 мг/кг (ОДК - 6 мг/кг).

По сравнению с 1994 г. произошел значительный (до 2 раз) рост концентрации свинца по всей ширине придорожной полосы автодороги М 6, что свидетельствует о постоянном накоплении тяжелых металлов вдоль трассы при увеличении движения автотранспорта. Если в 1994 г. загрязнение в 20 мг/кг было выявлено только вблизи автодороги, то в 2004 г. указанная концентрация зафиксирована практически по всему изучаемому профилю. При этом загрязнение придорожных полос возрастает по мере увеличения интенсивности движения автотранспорта.

Кроме этого, результаты исследований показали, что переход свинца из валовых в подвижные формы составляет 60-80 %, достигая наибольших величин в пахотном горизонте. Сравнение величин содержания свинца в растительности с МДУ (1 мг/кг) показало, что по всей ширине придорожной полосы в 83 % отобранных проб превышение составило до 2,8 МДУ. Полученные данные согласуются с результатами других исследований [9].

Медь по своим биохимическим особенностям поступления и уровням аккумуляции является элементом умеренного накопления в почве. При загрязнении медью наблюдается ослабление азотфиксации и дыхания почвы. Содержание меди в растениях практически постоянно и мало зависит от ее количества в почве. Наибольшая аккумуляция меди происходит в хвое и ветвях сосны, лесной подстилке, чернике и бруснике. По полученным данным, ее накопление в растительном покрове колеблется от 5,5 до 11,6 мг/кг по всей ширине придорожной полосы.

Валовое содержание меди в почвах придорожных территорий ниже не только ОДК (33 мг/кг), но и фоновых значений. Только в двадцатиметровой зоне отдельных обследованных участков автодороги М 1 ее концентрация превышала фоновые значения (кларк- 13 мг/кг), достигая 27,21 мг/кг.

Для подвижных форм меди превышение ОДК (3,0 мг/кг) наблюдалось в 70 % проб обследованных участков автодороги М 1; максимальные превышения (до 27,03 мг/кг) были отмечены на расстоянии 5-10 м от полотна. Значения концентрации меди в пробах участков автодороги М 6 находились в пределах ОДК. Переход меди из валовых в подвижные формы в верхнем слое составляет 45-50 %, а в слое 10-20 см - 30-40 %.

Кадмий в биогеоценозы придорожных полос поступает в основном при разрушении автомобильных покрышек. Он представляет собой безбарьерный токсикант кумулятивного действия с выраженными канцерогенными свойствами. Валовое содержание элемента в почвах колебалось от 0,4 до 1,15 мг/кг, что в 4-15 раз выше кларка (0,1 мг/кг). Значительное превышение ОДК валовых форм кадмия (0,5 мг/кг) наблюдается по всему профилю репрезентативных участков, в частности на автодороге Брест - Минск - граница Российской Федерации - до 1,22 мг/кг в 5-10 м от полотна. На трассе Минск - Гродно в 50-метровой зоне максимальное загрязнение валовыми формами кадмия составило 0,73 мг/кг (1,5 ОДК). Содержание подвижных форм кадмия в почвах исследуемых участков дороги М 1 изменялось от 0,11 до 1,05 мг/кг.

Наибольшее накопление кадмия в растительном покрове зафиксировано на расстоянии 10 м от проезжей части автодороги и составило 0,46 мг/кг, что в 1,8 раза выше МДУ (0,25 мг/кг).

Содержание в исследуемых почвах валовых форм никеля значительно ниже ОДК (20 мг/кг); подвижные формы превышают ПДК (4 мг/кг) на расстоянии до 10 м от дорожного полотна. В растительности концентрация никеля изменялась от 1,86 до 6,19 мг/кг.

Превышение ОДК валовых форм хрома (100 мг/кг) не обнаружено. В растительных образцах содержание хрома меняется от 2,85 до 17,61 мг/кг, что также меньше МДУ.

Для интегральной оценки загрязнения почв придорожных земель тяжелыми металлами был использован суммарный показатель загрязнения Z_c , который рассчитывается по формуле [6]:

$$Z_c = \sum_1^n K_c - (n-1)$$

где $K_c = K_i / \text{ПДК}$, K_c - коэффициент концентрации химического вещества, K_i - его фактическое содержание в почве, n - число суммируемых элементов, содержание которых в загрязненной почве превышает ПДК.

Степень опасности загрязнения почвы придорожной полосы оценивалась по четырехступенчатой шкале:

- 1) допустимая - < 16 единиц,
- 2) умеренно опасная - 16-32 единицы,
- 3) опасная - 32-128 единиц,
- 4) чрезвычайно опасная - >128 единиц.

Значения показателя загрязнения почвы на автостраде М 1 колебались в пределах 4,14-1,12 единиц (валовое содержание) и 14,57-1,84 единицы (подвижные формы). Для автодороги М 6 они были равны 2,84-2,06 и 2,54-1,57 единиц соответственно. Столь значительные изменения показателя загрязнения и его достаточно большие величины на автодороге Брест - Минск - граница Российской Федерации свидетельствуют о существенном антропогенном воздействии автомагистрали на прилегающие природно-территориальные комплексы. При этом следует отметить, что максимальные концентрации тяжелых металлов как валовых, так и подвижных форм установлены в пятиметровой полосе на глубине 0,1-0,2 м, что подтверждает накопительный характер загрязнения.

Анализируя воздействие автотранспортного комплекса на земли придорожных полос, необходимо признать, что оно весьма значительно. В каче-

стве основных факторов, влияющих на величину загрязнения, можно выделить интенсивность движения автотранспорта, скорость потока автомобилей и продолжительность остановок (на перекрестках, съездах с автотрасс и остановках величина загрязнения увеличивается в разы), рельеф местности, гранулометрический состав, характер растительного покрова, обустройство автодорог (наличие защитных полос, заборов и т. д.).

Таким образом, проведенные исследования свидетельствуют о сложности экологического состояния земель придорожных полос автомагистралей Республики Беларусь и необходимости разработки программы мероприятий по их охране как составляющей Республиканской программы охраны земель Беларуси.

Работа выполнена на кафедре почвоведения и геологии под руководством доктора географических наук, профессора В.С. Аношко.

1. Завьялов С.В. Проблемы и пути решения охраны окружающей среды в дорожно-транспортном комплексе Республики Беларусь. Мн., 2003.
2. Земля Беларуси. Мн., 2001.
3. Экологическая безопасность транспортных потоков / Под ред. А.Б. Дьякова. М., 1969.
4. Ровкач А.И., Парфенов В. В. // Заповедники Белоруссии. Мн., 1991. Вып 15. С. 5.
5. Воздействие выбросов автотранспорта на природную среду / Под ред. О.Л. Качаловой. Рига, 1989.
6. Инструкция 2.17.11-12-5-2004. Гигиеническая оценка почвы населенных пунктов. Мн., 2004.
7. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных и продукции растениеводства. М., 1992.
8. Оценка экологического состояния придорожных земель Минской области и разработка мероприятий по их рациональному использованию. Отчет о НИР / БелНИЦ «Экология». Мн., 2004.
9. Пироговская Г.В., Головатый С.Е., Сороко В.И. и др. // Строительство и эксплуатация автомобильных дорог и мостов. Мн., 2004. Вып. 17. С. 96.

Поступила в редакцию 18.10.06

Андрей Вячеславович Рудь - ведущий инженер ОАО «Белтрансгаз».