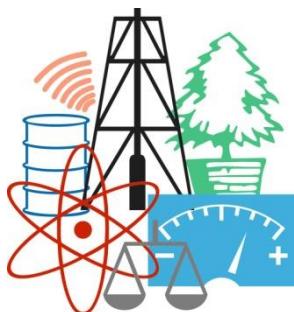


# WASTE FORUM



ELECTRONIC PEER-REVIEWED JOURNAL ON ALL TOPICS  
OF INDUSTRIAL AND MUNICIPAL ECOLOGY

RECENZOVANÝ ČASOPIS PRO VÝSLEDKY VÝzkumu a VÝvoje  
z OBLASTI PRŮMYSLOVÉ A KOMUNÁLNÍ EKOLOGIE

YEAR 2020

No. 1

Pages 1 – 60

*Patron od the issue / Patron čísla*



ODPADOVÉ  
**FÓRUM**

**WASTE MANAGEMENT FORUM**

*ODBORNÝ MĚSÍČNÍK PRO PRŮMYSLOVOU A KOMUNÁLNÍ EKOLOGII*  
*MONTHLY JOURNAL FOR INDUSTRIAL AND MUNICIPAL ECOLOGY*

**[www.odpadoveforum.cz](http://www.odpadoveforum.cz)**

## OBSAH / INDEX

<b>Úvodní slovo šéfredaktora / Editorial</b>	<b>3</b>
<b>Pro autory / For authors</b>	<b>4</b>
<b>Consequences of the application of municipal sewage sludge with risk elements content for the agricultural utilization</b>	<b>5</b>
Následky aplikace městských odpadních kalů obsahujících těžké kovy v zemědělství <b>Gábor GULYÁS, József RÁDI, Viktória PITÁS, Endre DOMOKOS, Árpád KÁRPÁTI</b>	
<b>Assessment of some indices of environmental sustainability of transport in Tashkent</b>	<b>16</b>
Posouzení některých ukazatelů environmentální udržitelnosti dopravy v Taškentu <b>Maria RADKEVICH, Kamila SHIPILOVA, Natalia MYAGKOVA, Malokhat ABDUKODIROVA, Abdusamin GAPIROV</b>	
<b>System improvement of protection of employees against ionizing radiation from orphan sources in scrap metal collection facilities</b>	<b>33</b>
Zkvalitnění ochrany zaměstnanců před ionizujícím zářením z opuštěných zdrojů v zařízeních určených pro shromažďování kovového šrotu <b>Martin JAKUBČÍK, Eleonóra BENČÍKOVÁ, Júlia MIHOKOVÁ JAKUBČEKOVÁ, Miroslav TOMEK*</b>	
<b>Identifikace nelegálních skládek metodami dálkového průzkumu Země</b>	<b>45</b>
Identification of illegal dumps by remote sensing methods <b>Zdeněk SUCHÁNEK, Jiří VALTA, Jaroslav ŘEŘICHA, Jan KRHOVSKÝ</b>	
<b>ODPADOVÉ FÓRUM</b>	<b>60</b>

**WASTE FORUM – recenzovaný časopis pro výsledky výzkumu a vývoje pro průmyslovou a komunální ekologii**  
ISSN: 1804-0195; [www.WasteForum.cz](http://www.WasteForum.cz). Vychází čtvrtletně.

Vychází od roku 2008, od roku 2017 je indexován v databázi SCOPUS..

Ročník 2020, číslo 1

Vydavatel: CEMC – České ekologické manažerské centrum, z.s., IČO: 45249741, [www.cemc.cz](http://www.cemc.cz)

Adresa redakce: CEMC, ul. 28. pluku 524/25, 101 00 Praha 10, ČR, fax: (+420) 274 775 869

Šéfredaktor: Ing. Ondřej Procházka, CSc., tel.: (+420) 723 950 237, e-mail: [prochazka@cemc.cz](mailto:prochazka@cemc.cz)

Redakční rada: Ing. Vratislav Bednářík, CSc.; doc. Ing. Vladimír Čablík, Ph.D.; prof. Dr. Ing. Miroslav Černík, CSc.; prof. Ing. Tomáš Havlík, DrSc.; prof. Ing. František Hrdlička, CSc.; Ing. Slavomír Hredzák, CSc.; doc. Ing. Emília Hroncová, PhD.; prof. Ing. Dagmar Juchelková, Ph.D.; prof. Ing. František Kaštánek, CSc.; prof. Ing. Mečislav Kuraš, CSc.; prof. Mgr. Juraj Ladomerský, CSc.; prof. Ing. Petr Mikulášek, CSc.; prof. Norbert Miskolczi; prof. Ing. Lucie Obalová, Ph.D.; Ing. Miroslav Punčochář, CSc., DSc.; Ing. Klára Slezáková, PhD.; Ing. Lenka Svecova, Ph.D.; doc. Ing. Miroslav Škopán, CSc.; prof. Ing. Lubomír Šooš, Ph.D.; prof. dr. hab. inž. Barbara Tora.

Web-master: Ing. Vladimír Študent

Redakční uzávěrka: 8. 1. 2020. Vychází: 18. 3. 2020

Patronem tohoto čísla je ODPADOVÉ FÓRUM – odborný měsíčník pro průmyslovou a komunální ekologii ([www.odpadoveforum.cz](http://www.odpadoveforum.cz))



## Úvodní slovo šéfredaktora

**Vážení čtenáři,**

*číslo, které máte nyní před sebou, je poněkud tenčí. Dilem je to tím, že byl tentokrát poněkud menší zájem o publikování, a dilem také proto, že recenzenti byli přísní a polovinu příspěvků navrhli přepracovat či přímo jejich publikování odmítli. Z mého pohledu pozitivní je, že se tak nestalo u obou příspěvků zahraničních autorů, takže toto číslo má výjimečně vyrovnané skóre domácí:hosté 2:2.*

*Tyto řádky píší zhruba 3 týdny před uzávěrkou dalšího čísla a jsem zvědav, jak se současná krize projeví na zájmu o publikování. Říkám si, že efekt mohl být pozitivní, když autoři z univerzitních pracovišť nemohou učít, že mají více času na výzkum a na sepisování jeho výsledků. Ale to je pouhá teorie psaná v teple domova a efekt se projeví, pokud vůbec, možná až s časovým odstupem.*

*Uzávěrka zmíněného nejbližšího čísla časopisu WASTE FORUM je 8. dubna 2020, další pak 8. července a 8. října.*

**Ondřej Procházka**

## Editorial

**Dear readers,**

*the number now in front of you is slightly thinner. This is due to the fact that this time there was somewhat less interest in publishing, and partly because reviewers were strict and half of the contributions suggested revised or directly refused to publish. From my point of view it is positive that this was not the case with both contributions by foreign authors, so this number has an exceptionally balanced domestic score: guests 2:2.*

*The deadline of the next issue is on April 8, 2019, more on July 8, 2020 and October 8.*

*Regards*

**Ondřej Procházka**

## Pro autory

WASTE FORUM je časopis určený pro publikování původních vědeckých prací souvisejících s průmyslovou a komunální ekologií. Tj. nejen z výzkumu v oblasti odpadů a recyklace, jak by mohlo naznačovat název časopisu, ale i odpadních vod, emisí, sanací ekologických zátěží atd. Vychází pouze v elektronické podobě a čísla jsou zveřejňována na volně přístupných internetových stránkách [www.WasteForum.cz](http://www.WasteForum.cz).

Do redakce se příspěvky zasílají v kompletně zalomené podobě i se zabudovanými obrázky a tabulkami, tak zvané „**printer-ready**“. Pokyny k obsahovému členění a grafické úpravě příspěvků spolu s přímo použitelnou **šablonou grafické úpravy** ve WORDu jsou uvedeny na www-stránkách časopisu v sekci **Pro autory**. Ve snaze dále rozšiřovat okruh možných recenzentů žádáme autory, aby současně s příspěvkem napsali tři tipy na možné recenzenty, samozřejmě z jiných pracovišť než je autor či spoluautory. Je vždy dobré mít rezervu.

Publikační jazyk je čeština, slovenština a angličtina. Preferována je angličtina a v tom případě je nezbytnou součástí článku na konci název, kontakty a abstrakt v českém či slovenském jazyce, přičemž rozsah souhrnu není shora nijak omezen.

Vydávání časopisu není nikým dotované. Proto, abychom příjmově pokryli náklady spojené s vydáváním časopisu, vybíráme publikáční poplatek ve výši 500 Kč za každou stránku (bez DPH). V případě nepublikování příspěvku v důsledku negativního výsledku recenzního řízení je tato částka poloviční.

**Uzávěrka nejbližšího čísla časopisu WASTE FORUM je 8. dubna 2020, další pak 8. července.**

## For authors

**WASTE FORUM** is an electronic peer-reviewed journal that primarily publishes original scientific papers from scientific fields focusing on all forms of solid, liquid and gas waste. Topics include waste prevention, waste management and utilization and waste disposal. Other topics of interest are the ecological remediation of old contaminated sites and topics of industrial and municipal ecology.

**WASTE FORUM publishes papers in English, Czech or Slovak. Articles submitted must include a abstract in Czech (Slovak) or English language, respectively.**

Manuscripts for publication in the journal WASTE FORUM should be sent only in **electronic form** to the e-mail address [prochazka@cemc.cz](mailto:prochazka@cemc.cz). Manuscripts must be fully formatted (i.e. printer-ready) in MS WORD. The file should have a name that begins with the surname of the first author or the surname of the corresponding author.

All articles submitted for publication in WASTE FORUM undergo assessment by two independent reviewers. The reviews are dispatched to authors anonymously, i.e. the names of the reviewers are not disclosed to the authors.

All papers that were not subjected to a peer-review are labeled in a header of each page by the text **Not peer-reviewed and commercial papers**.

Revenue to cover at least the costs associated with the issuance of the magazine, we select a publication fee **500 CZK per each new page of the paper**.

**The deadline of the next issue is on April 8, 2019, more on July 8, 2020.**

# Consequences of the application of municipal sewage sludge with risk elements content for the agricultural utilization

Gábor GULYÁS<sup>a</sup>, József RÁDI<sup>b</sup>, Viktória PITÁS<sup>a</sup>, Endre DOMOKOS<sup>a</sup>, Árpád KÁRPÁTI<sup>a</sup>

<sup>a</sup>University of Pannonia, Institute of Environmental Engineering Egyetem 10,  
8200 Veszprém, Hungary,  
e-mail: g.gulyas.up@gmail.com, domokos.endre@uni-pannon.hu,  
pitas.viktoria@mk.uni-pannon.hu, karpatia@almos.uni-pannon.hu

<sup>b</sup>ELGOSCAR-2000 Llc., Soroksári 164, 1095 Budapest, Hungary,  
e-mail: radijozsef@gmail.com

## Abstract

The activated sludge process results in a large amount of sewage sludge. Proper disposal or recovery of this sludge is a major challenge for operators. With the application of conventional activated sludge processes, most of the components coming from the wastewater get into the sludge. Therefore, sludge can contain also multifarious risk element components that can limit its disposal and utilization. The aim of our research was to determine the risk element content of municipal sewage sludge and to establish how the risk element content limits their agricultural utilization. In addition to our analytical measurements, we used the background soil contamination of risk elements found in the international literature and provided by a specialist. The sludge samples came from a Hungarian municipal wastewater treatment plant. Agricultural utilization of sludge was assessed using the Hungarian legal limits and the allowable concentrations stipulated by the European Union. Our results show that, when sewage sludge is disposed of in accordance with the law (quantity and quality compliance), the soil is declared contaminated as per current legislation if it is exposed to a great extent to risk elements for decades or even centuries. Moreover, it may become more questionable whether, in the current intensive crop production practice, the supply of micronutrients to agricultural soils can only be ensured by the utilization of sewage sludge. Based on our calculations and according to our current knowledge, careful use of municipal sewage sludge in agriculture is a good solution, although to clarify this it is now necessary to determine the content of other micro-contaminants.

**Keywords:** risk elements, wastewater, sludge, soil, agriculture

## Introduction

The activated sludge process is the most commonly applied biological wastewater treatment technology. This process results in a large amount of sewage sludge, which is increasing worldwide<sup>1</sup>. The proper disposal or recovery of sewage sludge is a major challenge for operators, but these options are limited by local and regional conditions. These alternatives are fundamentally influenced by the infrastructure, the development level of industry and agriculture, the extent of available agricultural and other utilized areas, the waste management practices and the environmental regulations.

Agriculture in Hungary rarely uses sewage sludge to improve the fertility of soils, which is explained by its infectivity and phytotoxicity due to its heavy metal content. Nowadays, agricultural use of sewage sludge is more common in the fields of environmental recultivation and landscape management, although many observations have demonstrated high efficiency of sewage sludge application into soil<sup>2,3</sup>. While the use of sewage sludge is negligible in the cultivation of crops for human consumption or animal feed, sewage sludge is more often used to increase the nutrient content of land used to produce energy

crops. In 2013, agriculture utilized 37.8% of sewage sludge in Hungary. Agricultural utilization rates in Member States of the European Union are on average around 40%, but this proportion is above 50% in Belgium, Denmark, Spain, France and Great Britain<sup>4</sup>. In China, 45% of sewage sludge is used for agricultural purposes<sup>5</sup>.

Due to its composition, municipal sewage sludge is a useful material for agriculture. When they are applied to soils, they provide important macro- and micro-nutrients to plants, increase the organic matter content in soil and its adsorption capacity, improve its physical properties, and also have a beneficial influence on soil water management<sup>6</sup>. However, with the application of conventional activated sludge processes, most of the components coming from the wastewater get into the sludge, in addition to organic materials and nutrients, sludge contains components that are particularly detrimental to agricultural use of sludge (e.g. organic and inorganic micro-pollutants, pharmaceutical residues and heavy metals) and pathogenic microorganisms<sup>7,8,9</sup>. Some of them have an impact only on the soil quality, while other components can have a significant adverse effect on the soil ecosystem and the growth of cultivated plants.

Sewage sludge may contain organic microcontaminants (e.g. pharmaceuticals). Pharmaceuticals are a revealing group of pollutants in sludge, that may be taken up by crops<sup>10</sup>. Pharmaceuticals are for example the painkiller, antibiotics, anti-inflammatory drugs and steroid drugs (hormones), which in general improve quality of daily life<sup>11</sup>. Among pharmaceuticals, special attention has been given to antibiotics, due to their significant medical use worldwide. Since they are poorly metabolized in the human organism, they are considerably present in domestic wastewater and sewage sludge<sup>12</sup>. Antibiotics were the prevalent contaminants in biosolids<sup>13</sup>. Personal care products (PPCPs) are also an important pollutant group, whose emission to the environment at now has not been regulated<sup>11</sup>. Personal care products include cosmetics and hygiene products.

Heavy metals are also sewage components that limit the land use and can have a significant negative impact on soil fertility and plant quality, posing a serious risk to human health when entering the food chain<sup>14</sup>. The basis of increased concern connected with heavy metal contamination is that heavy metals are extremely stable and non-biodegradable. Thus, in the long run, heavy metals released into the environment are qualified as major risks<sup>15</sup>. They accumulate easily in the environment and in the living organisms, resulting in a long-term hazard and destructive effect<sup>15,16,17,18</sup>. Consequently, the presence of risk elements (e.g. heavy metals) can limit sewage sludge disposal and utilization.

In view of its high organic matter and nutrient content, utilization in agriculture and forestry are considered nowadays to be the most suitable option for the sewage sludge disposal<sup>19</sup>; but in this context, the immobilization of the heavy metals contained therein is considered to be a necessary process<sup>20</sup>.

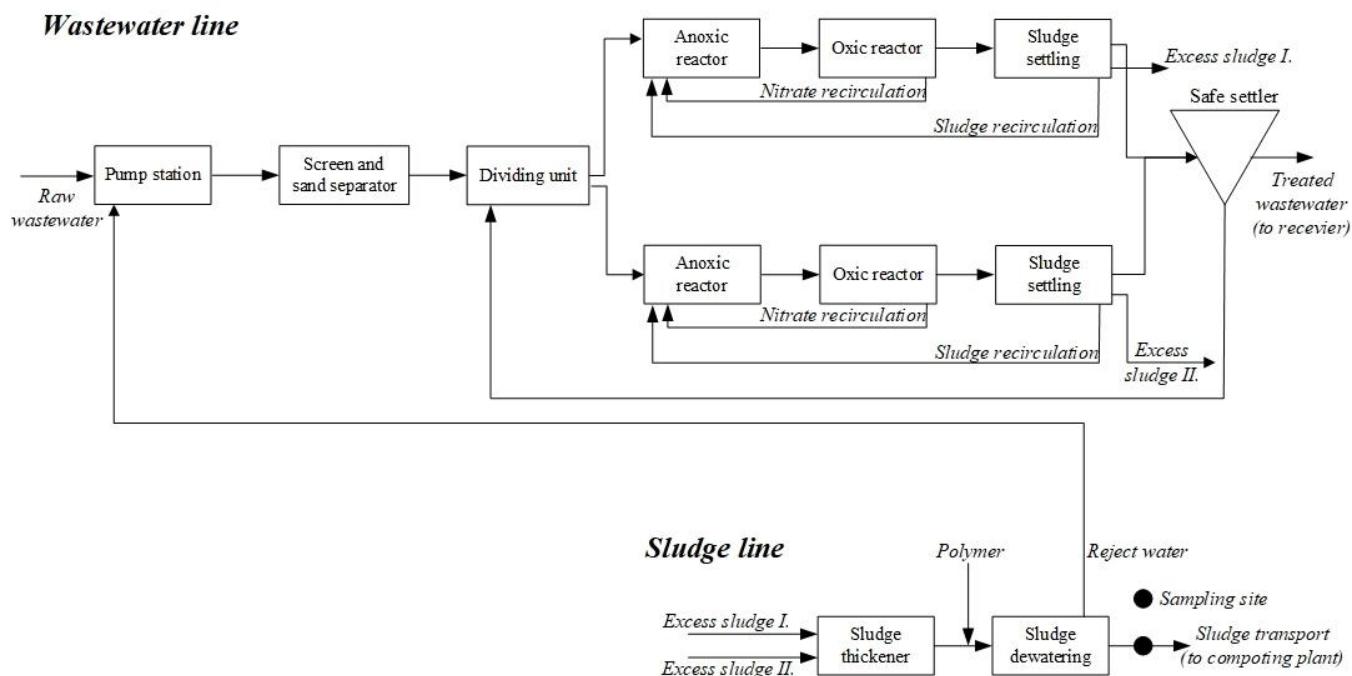
Risk element contamination of agricultural soils is a global problem<sup>21</sup>. However, it is important to note, there are significant differences in the risk element pollution in several regions, because of the differences in geographical, climatic and socio-economic factors, and in industrial and agricultural production of each lands. There is an evidence that risk elements that enter the field can accumulate and remain in the soil over the long term, but the risk element content of the soil is never constant. The amount of risk elements in the soil is reduced by the risk element uptake of biomass, leaching by groundwater and the formation of other runoffs<sup>22</sup>. Risk element contamination of agricultural soils is clearly originated by the use of agricultural chemicals and atmospheric deposition<sup>23</sup>. According to Koupae and Eskicioglu (2015)<sup>24</sup> and Yagmur et al., (2017)<sup>25</sup>, only high-dose and repeated deposition of sewage sludge increase the risk element concentration of soil and plant tissues.

The aim of our research is (i) to determine the risk element content of municipal sewage sludge and (ii) to establish how the heavy risk element in limits sewage sludge agricultural utilization. In addition to our analytical measurements, we used the background soil contamination of risk elements found in the international literature and provided by a specialist. Agricultural utilization of sludge was assessed using the Hungarian legal limits and the allowable concentrations stipulated by the European Union.

## Experimental part

### Materials

The sludge samples used for this study came from a Hungarian municipal wastewater treatment plant. This treatment plant purifies the wastewater from a recreational area. In the surrounding 10 towns and villages no significant industrial activity takes place. The treatment process used is a conventional activated sludge system with mechanical and biological purification of incoming wastewater and mechanical dewatering of the sludge (Figure 1).

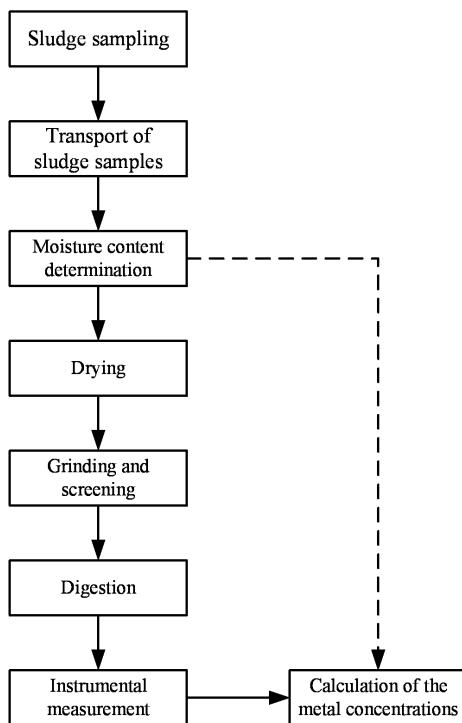


**Figure 1: Block diagram of the tested wastewater treatment technology with sampling points**

Sludge containing 20 – 25% solids is transported to a nearby composting plant, where it is further treated and then applied for agricultural purposes. The composition of the dewatered sludge was investigated for 31 days. One sample was taken daily.

### Method

The sludge samples were transported in a plastic container to the measuring site and stored at +4 °C until the analyses. The tests began by determining the moisture content of the samples (Figure 2). The risk element content of the sludge samples was determined by the ICP-AES method (Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry) by standard EPA6010C:2007. This method is suitable for the determination of trace elements in solution. The method is applicable to all of the elements that are examined. Prior to analysis sludge samples must be digested in acidic conditions.



**Figure 2: Applied process for the preparation of sludge samples and determination of risk element content**

The digestion of the samples was carried out by boiling in aqua regia solution (a mixture of three parts hydrochloric acid and one-part nitric acid) at 165 °C under pressure in a microwave digester.

For the preparation of the extracts, a ground and homogenized sample corresponding to 1 g of dry matter was weighed, to which hydrochloric acid and nitric acid (3:1) are added in small portions. After 2 hours at room temperature, the digestion was carried out using the appropriate operation program. After digestion, the vessels were cooled and their contents filtered and diluted to a known volume. In the resulting aqueous extract each risk element concentration was determined by the ICP-AES method.

During ICP-AES method, the sample solution is aerosolized into an inductively coupled plasma by a stream of 99.99% purity argon gas. In plasma, the components of the sample evaporate and get atomized. Atoms and ions, when excited, emit photons at a frequency specific to the elements. Plasma light emission is spectrally decomposed to measure the intensity of the spectral line of each element. There is usually a linear relationship between line intensity and concentration. The adsorption scale is recorded using calibration blank and calibration standard solutions prepared from stock solutions. The optimum and linear ranges for each element will vary with the wavelength. The applied analytical wavelengths and the detection limits for the elements are summarized in Table 1.

**Table 1: Applied wavelengths and detection limits**

Elements	wavelength	detection limit
	nm	mg/kg d.m.
Ag	328.068	0,2
Al	160.079	10
As	189.082	1
B	208.958	10
Ba	233.527	10
Cd	214.438	0,2
Co	228.616	1
Cu	324.754	5
Cr	205.560	5
Hg	184.950	0,1
Mo	202.030	1
Ni	231.604	2
Pb	220.353	1
Se	196.090	0,2
Sb	206.833	1
Sn	189.989	1
Zn	213.856	5

In addition to the metal content of the samples, their nitrogen content was also determined, since the amount of deposited sludge is controlled by its nitrogen content.

## Results and discussion

### Determination of risk element content in sewage sludge

In conventional activated sludge technologies, the risk element content of the effluent is accumulated partly in the sewage sludge. All the metal ions that enter the WWTP will appear in the sludge.

Since the composition of sewage sludge is fundamentally influenced by the characteristic of the effluent, the risk element content of municipal sewage sludge also depends on the type of industrial wastewater discharges and other sources (e. g. transport, households) into the wastewater.

Risk element in sludge can be a source of persistent danger in the soil, therefore, in developed countries, the permitted levels of toxic elements in wastewater and sludge used in agricultural production are strictly regulated. In addition, the amount of risk element that can be applied each year is limited, and the allowable risk element metal content in the soil after sewage sludge application is maximized.

In Europe, risk element content in sewage sludge intended for agricultural use was first regulated in 1986 for the protection of soil, plants, animals and human health by Council Directive 86/278/EEC ("Sewage Sludge Directive"), which is still in force (ECD, 1986). In Hungary, the permissible risk element content of wastewater, sludge and sludge compost for agricultural use is regulated by Government Decree 50/2001. (IV. 3.). The limit values stated in the abovementioned Government Decree are in all cases equal to or stricter than those prescribed in Council Directive 86/278/EEC.

To investigate the agricultural utilization of sludge, risk element content in dewatered sludge samples was compared to the limit values according to the current legislation (Table 2).

**Table 2: The metal content of dewatered sewage sludge compared to the current limits for its agricultural use**

Elements	Concentrations measured			current limits in sewage sludge <sup>1</sup>	current limits in sewage sludge <sup>2</sup>	current limits in sewage sludge compost <sup>2</sup>
	min.	max.	avg.			
				mg/kg d.m.		
<b>Ag</b>	<0.2	4.01	0.7	-	-	-
<b>Al</b>	2,440	4,530	3,314	-	-	-
<b>As</b>	4.55	12.3	8.14	-	75	25
<b>B</b>	24.7	46.2	37.2	-	-	-
<b>Ba</b>	71	144	109.1	-	-	-
<b>Cd</b>	0.21	0.86	0.63	20 – 40	10	5
<b>Co</b>	2.4	3.83	3.14	-	50	50
<b>Cr</b>	21.9	33	27.3	-	1,000	350
<b>Cu</b>	161	417	265	1,000 – 1,750	1,000	750
<b>Hg</b>	<0.1	0.47	0.28	16 – 25	10	5
<b>Mo</b>	5.33	13.1	7.76	-	20	10
<b>Ni</b>	18.5	46.8	31.87	300 – 400	200	100
<b>Pb</b>	15.6	24.4	19.9	-	750	400
<b>Sb</b>	<1.0	3.74	1.3	-	-	-
<b>Se</b>	1.55	10.1	4.36	-	100	50
<b>Sn</b>	11.1	29.4	21.3	-	-	-
<b>Zn</b>	701	1223	966	2,500 – 4,000	2,500	2,000

<sup>1</sup> Based on Council Directive 86/278/EEC.

<sup>2</sup> Based on Hungarian Government Decree 50/2001. (IV. 3.).

Table 2 shows that the measured metal concentrations in sludge are often at least one order of magnitude below the Hungarian limit values. Moreover, in all cases, they represent only a fraction of the limit applicable to sewage sludge compost. It is important to enhance, that the limit values stated in the abovementioned Government Decree are in all cases at least as strict as those prescribed in Council Directive 86/278/EEC.

The lower concentration allowed in sewage sludge compost is due to the attenuating effect of the additives mixed with the sludge during composting. If the sewage sludge is digested before composting, this attenuating effect will no longer occur. The reason is that digestion causes a reduction in the organic matter content of the sludge, through which inorganic components, including risk elements, are enriched in the digested sludge.

For example, Cai et al., (2007) found that the risk element concentration in compost raw material was higher by 12 – 60% for cadmium, 8 – 17% for copper, 15 – 43% for lead and 14 – 44% for zinc than that measured in sewage sludge<sup>26</sup>.

Interestingly, while irrigation with wastewater may be limited by the concentration of aluminium, boron, and barium in wastewater, the allowable concentrations of the same components in sewage sludge and sewage sludge compost is not regulated. This is especially interesting in view of the long-standing negative health effects of aluminium that has been confirmed. The uncontrolled aluminium content of the sludge may have resulted from the prevalent use of aluminium in sewage sludge treatment. However, the unregulated aluminum content of the treated wastewater is less understandable because its use is a practice not only in the sewage sludge treatment but also in wastewater pre-treatment, which may result in a higher aluminium concentration in the effluent at less optimized technologies. The permissible aluminium concentration of discharges into public sewers (raw wastewater) or surface waters (treated

wastewater) is not centrally restricted, although the Hungarian Authority may set a specific limit value (2 – 6 mg/l) for each discharge.

Positive physiological effects of barium are unknown; its compounds are toxic. To a greater extent, boron has a toxic effect too. Like aluminium, the concentration of boron is only regulated in wastewater for irrigation. Certainly, according to Hungarian regulation (Decree No 28/2004. (XII. 25.) KvVM) which is regulated based on Council Directive 91/271/EEC, the barium content of wastewater discharged into public sewerage systems and discharged into surface water is also limited (0.3 – 0.5 mg/l).

Among the metals tested, the amounts of tin, silver, and antimony in wastewater and sewage sludge are not restricted for agricultural use, but their maximum concentrations are regulated in all wastewater except antimony.

The amount of risk elements contained in the sludge is clearly dependent on the risk element content of the wastewater treated. As a result, the decreasing trend in metal emissions from wastewater is also observed in sewage sludge for most heavy metals (e.g. cadmium, chromium, copper, mercury, lead). This explains why the amount of cadmium and mercury in sludge is now usually minimal, while zinc and aluminium is still present in significant quantities.

### Effect of risk element content in sewage sludge on agricultural use

Due to the agricultural utilization of sewage sludge, risk elements can accumulate in the soil to an undesirable extent<sup>27</sup>. The use of sewage sludge and sewage sludge compost in agricultural areas clearly increases the risk element content of the soil. This can be unfavourable to the vegetation and its consumers, consequently directly or indirectly also to humans.

**Table 3: Metal content of dewatered sewage sludge compared to the typical composition of natural and contaminated agricultural soils**

Elements	Concentrations measured			Risk element content in agricultural soils			Current limits		
	Own current results			Alloway, 1990	Own earlier data		EEC	HUN	
	min.	max.	avg.		Unpolluted	Polluted			
	mg/kg d.m.				mg/kg d.m.		mg/kg d.m.		
As	4.55	12.3	8.14	n. d.	0.8 – 13.6		3.6	–	15
Cd	0.21	0.86	0.63	0.2 – 1.0	<0.5		<0.5	1 – 3	1
Co	2.4	3.83	3.14	10	3.4 – 24.9		10.1	–	30
Cr	21.9	33	27.3	70 – 100	7.4 – 57.0		21.4	–	75
Cu	161	417	265	20 – 30	3.9 – 31.7		14.6	50 – 140	75
Hg	<0.1	0.47	0.28	0.03 – 0.06	<0.1 – 0.2		<0.1	1 – 1.5	0.5
Mo	5.33	13.1	7.76	n. d.	<0.1 – 0.4		<0.1	–	7
Ni	18.5	46.8	31.87	50	8.6 – 38.5		23.7	30 – 75	40
Pb	15.6	24.4	19.9	10 – 100	1.4 – 67.5		13.4	50 – 300	100
Zn	701	1223	966	50	9.7 – 81.2		47.3	150 – 300	200

Table 3 compares the risk element content of sewage sludge determined with the typical composition of natural and contaminated agricultural soils. It can be seen that the concentrations of copper, zinc, mercury, and arsenic exceed the natural concentrations. The higher mercury content of the dewatered sewage sludge is not surprising compared to its natural occurrence, as mercury is almost not present in the environment under natural conditions, as indicated by the relevant concentration ranges in Table 3.

Enrichment of copper and zinc in soils can be originated in its agricultural utilization of soils, as these components are essential micro – nutrients for plants, and their artificial replacement is a popular practice in agriculture. Zinc in the soil is one of the most easily adsorbed heavy metals (essential trace elements) for plants. Its concentration in sludge can be significantly increased and, in the case of agricultural utilization, it can be easily transported to the cultivated plants and the food chain via the soil. The copper content of sewage sludge can also be decisive, but relatively little copper is introduced into the plants from sewage sludge soils, which otherwise are used instead of crop production in animal husbandry.

From soils fertilized by sewage sludge, the plants absorb relatively small amounts of the really dangerous heavy metals (e.g. chromium, lead, cadmium), which makes these components more likely to accumulate (in most cases in the upper part of the soil), as shown in Table 2. Like chromium and nickel, the cadmium content of the soil can be increased by sludge disposal, but its main source is the use of phosphate fertilizers<sup>28</sup>.

According to the Hungarian regulation (No 59/2008. (IV. 29.) FVM) based on Council Directive 91/676/EEC the applied amount of nitrogen from organic fertilizers that must not exceed 170 kg/ha per year, including the amount of manure left by animals during grazing, as well as sewage sludge and sewage sludge compost, too.

Based on this, knowing the nitrogen content of sludge, it is possible to calculate the maximum amount of sludge that can be deposited per hectare per year. On this basis, concrete values can be obtained for the applied amount of each risk element.

The amount of risk elements deposited in the sludge were also calculated based on the risk element content of sludge (Table 2). We compared the annual amounts of risk elements that we determined with Council Directive 86/278/EEC (Annex 1.C: The limit values for amounts of risk elements which may be added annually to agricultural land).

The most unfavourable conditions were considered in the calculations. This means that the organic and nutrient content of outplaced sludge is fully utilized, while its risk element content remains entirely in the soil and enriches it. Based on this, specific values can be obtained for the accumulated amount of each risk element per hectare per year.

Based on our experience, the nitrogen content of dewatered sludge was taken to be 41.1 g/kg dry matter, so the annual deal of sludge applied per hectare is 4,136 kg sludge dry matter.

The calculation was carried out on the top 50 cm of soil, which gives 5,000 m<sup>3</sup> of soil per hectare. The soil mass per hectare is taken to be 7,500 t, based on the density of 1.5 t/m<sup>3</sup> which is typical of Hungary. This corresponds 4,500 t dry soil matter/ha considering an average dry matter content of 60% of the soil (Table 4).

**Table 4: Determination of soil mass**

<b>The amount of N that can be disposed in a sewage sludge</b>	<b>kg/ha/y</b>	<b>170</b>
<b>Nitrogen content of sewage sludge</b>	<b>mg/kg d.m.</b>	<b>41.1</b>
<b>The amount of sludge that can be deposited</b>	<b>kg d.m./ha/y</b>	<b>4,136</b>
<b>Tested soil area</b>	<b>m<sup>2</sup></b>	<b>10,000</b>
<b>Tested soil thickness</b>	<b>m</b>	<b>0.5</b>
<b>The volume of soil tested</b>	<b>m<sup>3</sup></b>	<b>5,000</b>
<b>Typical soil density</b>	<b>t/m<sup>3</sup></b>	<b>1.5</b>
<b>Weight of soil tested</b>	<b>t</b>	<b>7,500</b>
<b>Typical soil dry material content</b>	<b>%</b>	<b>60</b>
<b>Soil dry matter content per hectare</b>	<b>t/ha</b>	<b>4,500</b>

Based on the dry matter content of the soil per hectare, the amount of risk elements per hectare can be determined considering the risk element background concentrations found in the literature. The maximum permissible weight of each risk element per 1 hectare can be calculated based on the "contamination limit B" specified in the current Hungarian legislation (Decree 6/2009 (IV. 14.) KvVM – EÜM – FVM, based on Council Directive 86/278/EEC). The difference between these two previous amounts gives the maximum amount of risk element that can be disposed of with the sludge. The maximum acceptable risk element weight can be divided by the annual metal outplaced to obtain the maximum allowable time interval (year) (Table 5).

**Table 5: Limit for agricultural utilization of dewatered sludge**

	Background contamination		Amount of contamination		Maximum amount of disposed metals kg/ha	Annual amount of disposed metals kg/h/y		Number of years of sludge placement y	
	mg/kg d.m.	kg/ha	mg/kg d.m.	kg/ha		calculated <sup>2</sup>	max <sup>3</sup>	calculated <sup>2</sup>	min <sup>2,3</sup>
	A		B			C=B – A			
<b>As</b>	3.6	16.2	15	67.5	51.3	0.03	–	1,524	201
<b>Cd</b>	0.5	2.3	1	4.5	2.3	0.00	0.15	863	66
<b>Co</b>	10.1	45.5	30	135.0	89.6	0.01	–	6,895	527
<b>Cr</b>	21.4	96.3	75	337.5	241.2	0.11	–	2,136	71
<b>Cu</b>	14.6	65.7	75	337.5	271.8	1.10	12	248	80
<b>Hg</b>	0.1	0.5	0.5	2.3	1.8	0.00	0.1	1,554	53
<b>Mo</b>	0.1	0.5	7	31.5	31.1	0.03	–	967	457
<b>Ni</b>	23.7	106.7	40	180.0	73.4	0.13	3	556	108
<b>Pb</b>	13.4	60.3	100	450.0	389.7	0.08	15	4,734	153
<b>Zn</b>	47.3	212.9	200	900.0	687.2	4.00	30	172	23

<sup>1</sup> Based on Hungarian Decree 6/2009. (IV. 14.) and Council Directive 86/278/EEC

<sup>2</sup> Based on Hungarian Decree 59/2008. (IV. 29.) and Council Directive 91/676/EGK (170 kg/ha/y)

<sup>3</sup> Based on Council Directive 86/278/EEC (Annex 1.C.)

Considering the results of Table 5 and the measured risk element content of dewatered sludge, in the worst scenario (continuous risk element accumulation in soil) we can expect several hundreds of years of placement. The agricultural utilization of sludge can be mainly limited by its copper and zinc content. The reason for this is that although their concentration in sludge is below the limit values for agricultural use, it is still several times higher than the maximum allowable values in soil. This is not observed for the other elements. Discharges of mercury, cadmium, chromium, and lead in sludge are no longer significant today.

Under the same conditions, if the used sludge contains risk elements in concentrations corresponding to the current Hungarian and EEC discharge limits, the continued agricultural use of the sludge can be assured for a shorter period, but even for decades. In this case, the sludge disposal is mainly limited by the mercury, cadmium, chromium, copper and zinc content of the sludge (Table 5). This indicates that the extreme toxicity of these components has also been considered in the decision – making process.

Based on the metal concentrations that we measured in the sludge, the total weight of risk elements to be disposed of per year is well below the maximum concentration showed in the Council Directive 86/278/EEC (Annex 1.C: The limit values for amounts of risk element which may be added annually to agricultural land). Closest to the allowable amount is zinc, which is still less than one – tenth of the maximum, calculated based on the average sludge composition.

Nevertheless, it is important to note that due to anthropogenic influences (including sewage sludge utilization) risk element balance of the soils is generally positive, therefore more risk elements enter the soils per unit of time than they leave. Accordingly, the increased risk element content in the field is a worldwide trend<sup>28</sup>. The soil acts as a buffer up to a certain limit, as it binds risk elements and thus deadens their effects, but over time it can become a potential source of pollution.

## Conclusions

Our results show that when sewage sludge is disposed of in accordance with the law (quantity and quality compliance), the soil is exposed to risk elements for decades or even centuries to the extent that it becomes contaminated under current legislation. Consequently, taking the presented risk element content of sewage sludge into consideration, the accumulation of risk element is not to be expected in the long term, even in case of continuously and professionally cultivated soils.

In our calculations the most unfavourable conditions were considered. This means that the organic and nutrient content of outplaced sludge is fully utilized, while its risk element content remains entirely in the soil. The plant risk element uptake and possible risk element leaching or deeper deposition were not considered. For this reason, we can say that the real duration of the placement may well exceed the number of years we determined. Moreover, it may become more questionable whether, in the current intensive crop production practice, the supply of micronutrients to agricultural soils can only be ensured by the utilization of sewage sludge.

Based on our calculations and to our current knowledge, careful use of municipal sewage sludge in agriculture is a good solution, although to clarify this, it is now necessary to determine the content of other micro – contaminants.

## Acknowledgment

The research work was supported by GINOP – 2.3.2 – 15 – 2016 – 00016 Excellence of strategic R+D workshops project entitled "Development of modular, mobile water treatment systems and waste water treatment technologies based on University of Pannonia to enhance growing dynamic export of Hungary" (2016 – 2020).

## References

1. Yang Q., Li Z., Lu X., Duan Q., Huang L. Bi J.: Sci. Total Environ. 642, 690 (2018).
2. Camargo R., Maldonado A. C. D., Dias P. A. S., Souza M. F., França, M. S.: J. Agric. Environ. Eng. 17, 283 (2013).
3. Santos F. E. V., Kunz S. H., Caldeira M. V. W., Azevedo C. H. S., Rangel O. J. P.: J. Agric. Environ. Eng. 18, 971 (2014).
4. Yang G., Zhu G., Li H., Han X., Li J., Ma Y.: J. Integr. Agr. 17, 1861 (2018).
5. Bai Y., Zuo W., Mei L., Tang B., Gu C., Wang X., Shao H., Guan Y.: Land Degrad. Dev. 29, 3803 (2018).
6. Lajayer B. A., Najafi N., Moghiseh E., Mosaferi M., Hadian J.: Regul. Toxicol. Pharm. 104, 141 (2019).
7. Carletti G., Fatone F., Bolzonella D., Cecchi F.: Water Sci. Technol. 57, 1329 (2008).
8. Filho A. A., de Camargo R., Lana R. M. Q., Moraes M. R. B., Maldonado A. C. D., Atarasi R. T. Afr. J. Agr. Res. 11, 184 (2015).
9. Singh R. P., Agrawal M.: Waste Manage. 28, 347 (2008).
10. Kodešová R., Klement A., Golovko O., Fér M., Kočárek M., Nikodem A., Grabcík R.: J. Environ. Manage. 250 (2019).
11. Perez – Lemus N., Lopez – Serna R., Perez – Elvira S.I., Barrado E.: Anal. Chim. Acta 1083, 19 (2019).
12. Urra J., Alkorta I., Mijangos I., Epelde L., Garbisu C.: Sci Total Environ. 647, 1410 (2019).
13. Pulkabová J., Černý J., Száková J., Švarcová A., Gramblička T., Hajšlová J., Balík J., Tlustoš P.: J. Soils Sedim. 19, 2445 (2019).
14. Kchaou R., Baccar R., Bouzid J., Rejeb S.: Arab J. Geosci. 11, 746 (2018).
15. Li Z., Chen J., Guo H., Fan X., Wen Z., Yeh M. H., Yu C., Cao X., Wang Z. L.: Adv. Mater. 28, 2983 (2016).

16. Acharya J., Kumar U., Rafi P. M.: International. J. Curr. Eng. Technol. 8, 526 (2018).
17. Joseph T., Dubey B., McBean E. A.: Sci. Total Environ. 527 – 528, 552 (2015).
18. Tariq W., Saifullah M., Anjum T., Javed M., Tayyab N., Shoukat I.: Acta Checmica Malaysia 2, 9 (2018).
19. Mohamed B., Olivier G., François G., Laurence A. S., Bourgeade P., Badr A. S., Lotfi A.: Sci. Total Environ. 621, 291 (2018).
20. Wu D., Yu X., Chu S., Jacobs D. F., Wei X., Wang C., Long F., Chen X., Zeng S.: Sci. Total Environ. 633, 71 (2018).
21. Bigalke M., Ulrich A., Rehmuß A., Keller A.: Environ. Pollut. 221, 85 (2017).
22. Salman S. A., Elnazer A. A., Nazer H. A. E.: Int. J. Environ. Sci. Technol. 14, 1011 (2017).
23. Shi T., Ma J., Wu X., Ju T., Lin X., Zhang Y., Li X., Gong Y., Hou H., Zhao L., Wu F.: Ecotox. Environ. Safe. 164, 118 (2018).
24. Koupae E. H., Eskicioglu C.: J. Hazard. Mater. 300, 855 (2015).
25. Yagmur M., Arpalı D., Gulser F.: J. Anim. Plant. Sci. 27, 971 (2017).
26. Cai Q. Y., Mo C. H., Qi – Tang W., Qiao – Yun Z., Katsoyiannis A.: J Hazard. Mater. 147, 1063 (2007).
27. Fang W., Delapp R. C., Kosson D. S., van der Sloot H. A., Liu J.: Chemosphere 169, 271 (2017).
28. Thévenot D. R., Moilleron R., Lestel L., Gromaire M. C., Rocher V., Cambier P., Bonté P., Colin J. L., de Pontevès C., Meybeck M.: Sci. Total Environ. 375, 180 (2007).

## Následky aplikace městských odpadních kalů obsahujících těžké kovy v zemědělství

Gábor GULYÁS<sup>a</sup>, József RÁDI<sup>b</sup>, Viktória PITÁS<sup>a</sup>, Endre DOMOKOS<sup>a</sup>, Árpád KÁRPÁTI<sup>a</sup>

<sup>a</sup>University of Pannonia, Institute of Environmental Engineering Egyetem 10, 8200 Veszprém, Hungary, e-mail: g.gulyas.up@gmail.com, domokos.endre@uni-pannon.hu, pitaviki@gmail.com, karpatia@almos.uni-pannon.hu

<sup>b</sup>ELGOSCAR – 2000 Ltd., Soroksári 164, 1095 Budapest, Hungary,  
e-mail: radijozsef@gmail.com

### Souhrn

Během aktivačního procesu vzniká velké množství aktivovaného kalu. Správné zneškodnění nebo využití tohoto kalu je pro provozovatele velkou výzvou. Většina látek z odpadních vod přechází během aktivačního procesu do kalu. To má za následek, že kal může obsahovat různé těžké kovy, které mohou limitovat jeho zneškodnění nebo využití. Cílem tohoto výzkumu je určit obsah těžkých kovů v kalu pocházejícím z městských odpadních vod a stanovit, jak toto množství těžkých kovů limituje využití kalu v zemědělství. Kromě našich analytických měření jsme využili hodnoty znečištění podzemních vod těžkými kovy uváděné v mezinárodní literatuře. Vzorky kalů pocházely z maďarské městské čistírny odpadních vod. Využití v zemědělství bylo posuzováno podle maďarských limitů daných zákonem a přípustných koncentrací stanovených Evropskou unií. Naše výsledky ukazují, že i když je kal vpravován do půdy v souladu s limity stanovenými zákonem, tak pokud je půda vystavena těžkým kovům po desítky až stovky let, pak se podle současné legislativy stává kontaminovanou. Nicméně na základě našich výpočtů a s ohledem na dostupné informace se šetrné využití kalu v zemědělství zdá být dobrým řešením, ačkoli stanovení obsahu mikrokontaminantů v kalu je dalším důležitým parametrem.

**Klíčová slova:** aktivovaný kal, těžké kovy, zemědělská půda, odpadní voda

# **Assessment of some indices of environmental sustainability of transport in Tashkent**

***Maria RADKEVICH<sup>a</sup>, Kamila SHIPILOVA<sup>a</sup>, Natalia MYAGKOVA<sup>a</sup>, Malokhat ABDUKODIROVA<sup>a</sup>, Abdusamin GAPIROV<sup>b</sup>***

<sup>a</sup> *Tashkent Institute of Irrigation and Agricultural Mechanization Engineers,  
39 Kary – Niyoziy str., 100000 Tashkent, Uzbekistan,*

<sup>\*</sup> e-mail: [mari7878@mail.ru](mailto:maria7878@mail.ru)

<sup>b</sup> *Tashkent Institute of Design, Construction & Maintenance of Automotive Roads,  
20 Amir Temur str., 100000 Tashkent, Uzbekistan*

## **Abstract**

*The aim of the study is to find an answer to the question of environmental sustainability of transport in Tashkent by 2030. The OECD targets for 2030, which establish an allowable increase in emissions compared with 1990, are accepted as evaluation criteria. The analysis of changes in the structure of public transport, level of its electrification, growth rate of personal cars is carried out. Official data examination shows that, in general, the environment – friendly class of vehicles has increased. At the same time, calculations show that toxic and greenhouse gases emissions have increased and continue to grow due to an increase in total number of cars and poor electrification of vehicles (31% for public transport). Compared with the 1990 level, total emissions of automobile transport in Tashkent increased by 541.4%, greenhouse gas emissions by 436%. Studies have shown that the current state of the Tashkent transport system is not sustainable. To achieve sustainability, the transport system of the city needs major changes, in particular, the development and electrification of public transport.*

**Keywords:** *transport sustainability, automobile transport, environmental indices, air pollution*

## **1. Introduction**

Sustainability has recently been a major development area in many countries. The concept of sustainable development was the logical outcome of the greening (ecologization) of scientific knowledge and socio – economic development, which rapidly began in the 1970s.

The concept of “sustainable transport” is not included in the list of UN Sustainable Development Goals (SDG), however, the SDG such as Industrialization, Innovation and Infrastructure (SDG 9), Sustainable Cities and Settlements (SDG 11), and Combating Climate Change (SDG 13) are directly related to the transport system state. The term “sustainable transport system” is widely used when discussing sustainable development issues.

In the Republic of Uzbekistan in recent years increased attention has been paid to ensuring sustainability. Our paper aim at answering the main question: is it possible to ensure transport stability in the capital of Republic of Uzbekistan, Tashkent, by 2030 under the current conditions of development?

There are various definitions of a sustainable transport system, for example:

1) sustainable transport is a transport that is able to satisfy society's mobility needs in such a way that it is the least harmful to the environment and does not harm the mobility needs of future generations [1].

2) sustainable transport system is a system in which fuel consumption, vehicle emissions, safety, traffic holdups and social and economic access have levels that can persist for an uncertain future without causing irreparable harm to future generations around the world [2].

3) sustainable transport is trying to solve the issues of economic development, environmental protection and social justice of present and future generations [3].

Although there is still no acknowledged definition of sustainable transport, most researchers recognize three dimensions of sustainability: economic, environmental, and social ones. Ecological sustainability of transport is ensured by reducing the negative impact on the environment.

Despite the great number of studies conducted in the field of determining transport sustainability, there is no generally accepted strategy for determining the sustainability criteria. As a rule, various researchers describe arbitrarily selected criteria in the context of their own country or individual city [4, 5, 6, 7]. One of the most extensive studies in the field of transport sustainability, covering 35 different countries, was conducted by Michael Eva [8]. The study is devoted to the analysis of the carbon footprint of transport in the countries under consideration.

The economic dimension in transport takes into account the productivity of resource use, its contribution to country's economy and the satisfaction of economic needs of population. Transport services not only contribute to economic growth through the production of vehicles, fuel production and the provision of transport infrastructure, but also expand the scope of business activity of population. Literature sources on developing countries have shown that although transport is not a panacea for poverty, it provides an increase in agricultural production, access to markets and basic services [9].

The transport sector is governed by social changes. For example, a growth in prosperity leads to an increase in the purchasing power of the population, to the opportunity of acquiring vehicles in personal ownership. On the other hand, unreasonable planning of transport system can lead to undesirable consequences in the field of social relations [6]. In particular, the priority of highway development over public transport has an unfair effect on low – income population. In cities of many developing countries, poor families sometimes spend up to 20 % of their income on transport, while the average family does not need even half this amount for their transport needs [4, 6].

The environmental dimension of transport is connected to the use of renewable resources and a friendly environment for present and future generations. Transport contributes significantly to environmental pollution. Worldwide, the transport sector accounts for 14 % of greenhouse gas emissions [10]. Traffic noise during transportation is also considered one of the main factors in environment quality deterioration [11]. In addition, it is necessary to analyze the use and suitability of the space. Cars take up much more space on the streets than buses or bicycles that can carry an equivalent number of passengers. 95% of their service life, cars usually stand motionless, 40 % of cars remain in their parking space during the day [12].

The environmental impact of transport should be regularly monitored, since in the absence of control it can become so significant that it will begin to impede economic and social functions of transport systems [13].

Sustainability analysis covers both positive and negative aspects of transport system. A sustainable transport system makes a compromise between the positive aspects (the benefits associated with the transportation) and the negative factors (that is, the negative external effects of transport) in the short and long term.

## 2. Materials and methods

To get an answer to the main question of this study, it is necessary:

1. Assessment of transport sustainability in the Republic of Uzbekistan, as a whole.
2. Analysis of some indices of transport sustainability in Tashkent

## 2.1. Assessment of the current state of transport in the Republic of Uzbekistan

The Republic of Uzbekistan occupies one of the leading places in the Central Asian region in industrial and agricultural production. The Republic has a developed transport network, in particular, the highest density of road networks in Central Asia, amounting to 41 km per 100 km<sup>2</sup>. For comparison: in Tajikistan the road density is – 19.4 km per 100 km<sup>2</sup>, in Kyrgyzstan – 17 km per 100 km<sup>2</sup>, in Kazakhstan – 4.7 km per 100 km<sup>2</sup>, in Turkmenistan – 2.8 km per 100 km<sup>2</sup>.

The presence of our domestic automotive industry ensures a constant increase in motorization. Already in 2013, Uzbekistan with an index of 67 cars/1 000 inhabitants was ahead of China and India (49 and 11 cars/1000 inhabitants, respectively). Today Uzbekistan (83 cars/1000 inhabitants by data of JV "Uzavtosanoat") is ahead of India (39 cars/ 1000 inhabitants; in the USA this index is 875 cars, in Russia – 357, in Belarus – 320, in China – 148, in Turkey – 145 [14].

Experts note that over the years of independence, the availability of personal vehicles in the republic has grown by 2.4 times. According to their forecasts, the growing demand for cars is associated with accelerated growth in middle – class incomes.

According to JV "Uzavtosanoat" ("Uzbekistan auto industry"), more than 63% of cars produced in the republic are sold in the domestic market. The following car brands are currently in operation: sedans – Nexia, Lacetti, Malibu, Gentra, Epica and Cobalt, subcompacts – Tico, Matiz and Spark, off – road vehicles – Captiva and Tracker, minivan Orlando and minibus Damas. The production volume in the automotive industry of Uzbekistan is growing at an average of 10 % per year. The goal of JV "Uzavtosanoat" (published by the media) is to bring the motorization level to 237 cars per 1000 inhabitants in 2025.

Road transport is the most developed and in demand, but it is also the most problematic in terms of "sustainability". According to [15, 16], the main problems for Uzbekistan, as a whole, are:

- 1) insufficient level of accessibility of road transport services for the population. This is primarily due to the density and quality of roads. Many regions have areas poorly or insufficiently provided with public transport [15].
- 2) poor provision of the population with public transport: on average, 2.3 licensed buses for 10 thousand people (while, for example, in Russia this figure is 11.7). At that, the provision of public transport is very uneven in the regions of Uzbekistan. The highest index is in Tashkent: 5.8 buses and 4.8 minibuses per 10 thousand people. The lowest bus provision is in Surkhandarya region (1.1), and minibus provision in Fergana (0.1), Surkhandarya (0.2) and Samarkand (0.3) regions [16]. According to the State Statistics of the Republic of Uzbekistan, the share of the population with convenient access to public transport is 84.9 % [17].
- 3) severe depreciation of the car fleet: the average age of the buses is 9.7 years, and the depreciation of the bus fleet is 46 % [16].

Thus, in Uzbekistan, the private transport sector is actively developing, while the availability of public transport is at a low level. It can be assumed that this situation reduces the availability of transport for the poor, whose share in Uzbekistan is 11.4 % [17].

## 2.2. Transport sustainability analysis in Tashkent

For the capital of the Republic – the Tashkent city – the problems of transport sustainability are particularly acute ones, since about 40% of all vehicles of the Republic are concentrated in the capital (431 398 units of personal cars only in 2018 – according to the data obtained by the authors through an official request to Tashkent Road Safety Administration). Considering that in 2018 the number of inhabitants in Tashkent was 2 497.9 thousand people, it can be easily calculated that the level of motorization in Tashkent already reached 173 cars per 1 000 inhabitants in 2018, which is 2.08 times higher than the average value in Uzbekistan.

As an object of this study, Tashkent is characterized by a large population density (2 554.9 thousand people) and a high density of industrial and transport facilities (industrial and transport lands account for 66 % of the total area of the city [17]). The territory of Tashkent (Figure 1) is divided into 11 administrative regions with different lengths of road – transport network and construction density.

The available data from the State Statistics of the Republic of Uzbekistan were used as materials for studying environmental indices of transport sustainability in Tashkent; as well as information published in regulatory documents, in the open press and on the websites of various organizations on the number and rate of population growth, the nature of development, the structure and number of Tashkent transport fleet.

Atmospheric air of the city of Tashkent in terms of the pollutant amount is at the level of regulatory requirements and generally complies with sanitary standards. The concentration of nitrogen dioxide in 1991 exceeded the standard by 2.5 times, as for the current period it is almost within the norm, with individual excesses up to 1.2 times. According to Uzhydromet (Uzbek hydrometeorological center) data, the air pollution index (API) of Tashkent in recent years is at the level of 3.3 – 3.6 (Figure 2), which corresponds to a low level of pollution [18].

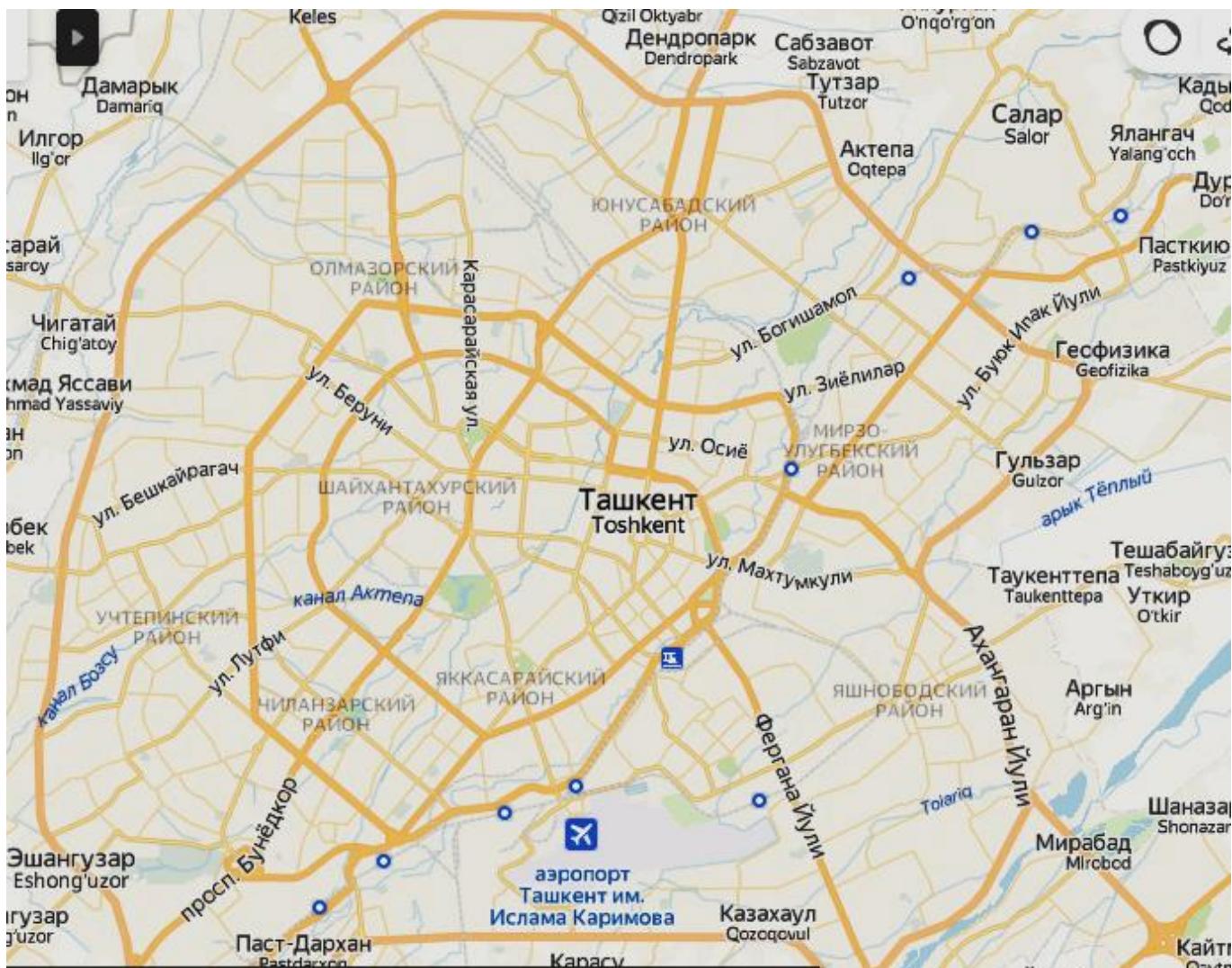
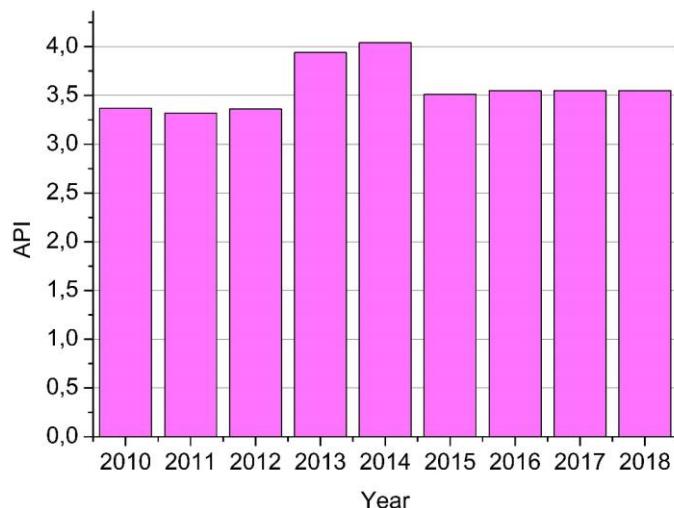


Figure 1: Tashkent city plan



**Figure 2: Diagram of changes in the air pollution index in Tashkent  
(based on the materials by Lana Tskhai [18]):**

**API < 5 – low pollution, API = 5 ... 6 – relatively high pollution; API = 7 ... 14 – high pollution,  
API > 14 – very high pollution**

According to Uzhydromet data [19], in 2019, of all districts of the city, the highest excesses in nitrogen dioxide were recorded in the Yashnabad district – 2.5 MPC (maximum permissible concentration). By the amount of excesses, the most polluted areas of Tashkent city are Chilanzar and Mirabad districts, and the least polluted is Yakkasaray district.

About 400 thousand tons of pollutants are discharged into the air of the city annually from industrial enterprises and vehicles – 14 % of the total gross pollutant emission in the republic. The motor vehicles accounted for 97 % of emission in 2018 [19]. This situation is typical for all large cities, where emission from road transport account for 80 – 99 % of the total amount of pollutants emitted into the air basin.

### 2.3. Environmental sustainability research methods

The methods for determining the indices of transport sustainability somewhat differ in the studies by different authors; they are based on the ordinary quantitative assessment [5, 6, 19, 20, 21, 22, 23], and on the determination of relative indices by empirical formulas [8]. As the method we have used the approach to determine some indices of the environmental sustainability of transport, proposed by the OECD in 1999 [19, 21]. The indicated quantitative target indices are oriented towards environmentally sustainable transportation. To solve a wide range of tasks related to the transport impact on health and the environment, six minimally necessary criteria were established. They aim to provide long – term protection for ecosystems, human health and valuable resources.

These quantitative criteria imply that transport can be characterized as environmentally sustainable target up to 2030 under the following conditions [21]:

- CO<sub>2</sub>: total emission from transport should not exceed 20% of total CO<sub>2</sub> emission in 1990 (European Environment Agency sets another 2030 transport target: 8 % increase in greenhouse gas emissions from transport compared with 1990);
- NO<sub>x</sub>: total emission from transport should not exceed 10% of the emission level in 1990;
- VOCs: VOCs should not exceed 10% of the emission level in 1990,
- particulate matter: depending on local and regional conditions, particulate emissions in transport systems should be reduced by 55 – 99%;
- Noise: the noise level should not exceed 55 – 65 decibels in the daytime and 45 decibels at night and indoors;
- Land use: compared with 1990's data, it is necessary to reduce the share of land allocated for transport.

The methods of Moscow Atmospheric Research Institute (MARI) and European Environment Agency (EEA) were used to estimate motor vehicle emissions, taking into account the type and environmental class of vehicles and the type of fuel [24, 25].

To carry out an analysis of sustainability indices in Tashkent is very difficult due to the inaccessibility of reliable statistics on the number and characteristics of vehicles. Therefore, the study could only be done on some indices.

### 3. Assessment of some indices of transport environmental sustainability in Tashkent

#### 3.1. Assessment of emissions of automobile transport in Tashkent

As mentioned above, for a complete analysis of transport sustainability indices in Tashkent, there are not enough data available. We have estimated emissions of toxic substances and greenhouse gases, and the land use. Besides, the degree of electrification of public transport was assessed, which is not included in the OECD indices, but is considered by some researchers [6] as one of the criteria for transport sustainability.

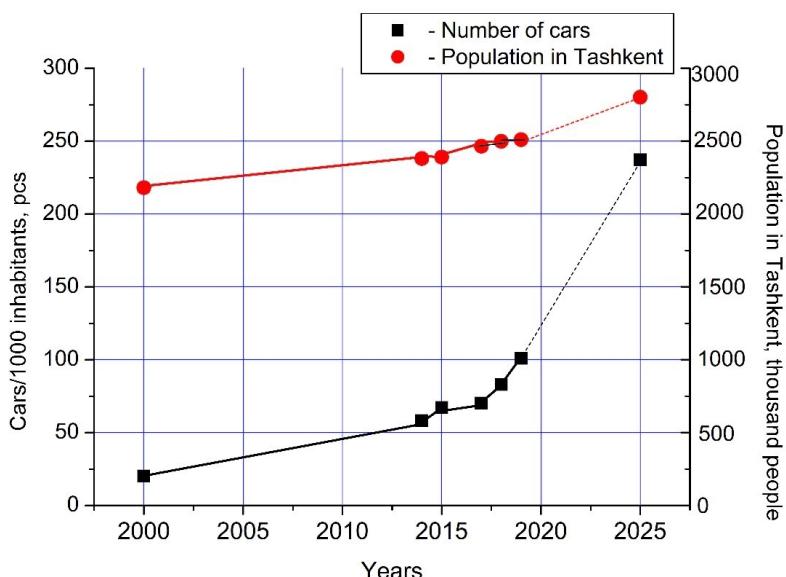
To assess the transport environmental sustainability in Tashkent, it is necessary first of all to study the growth rate and structure of the motor transport fleet of the Republic of Uzbekistan.

Figure 3 shows graphs of growth in the level of motorization and the population of Tashkent.

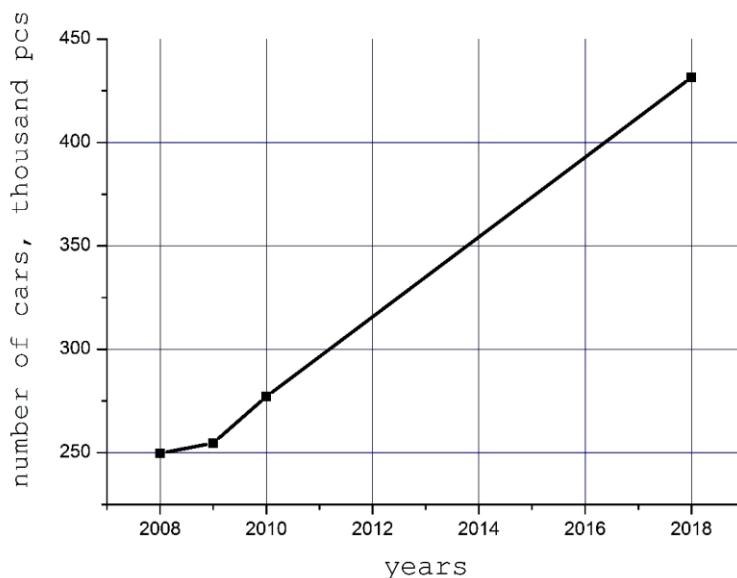
You can see that the growth rate of the level of motorization is higher than population growth. A particularly strong discrepancy in growth rates has been observed since 2014.

The change in total number of personal cars is shown in Figure 4. At present, by data of Main Department of Internal Affairs of Tashkent the number is 494 403 units (as of January 2018 – 431 398 units). The total number of vehicles in the capital is approximately 700 thousand units.

As was already stated, one of the main indices of transport sustainability is the quality of the environment. The quality improvement of urban air can be achieved in two ways: the use of alternative fuels and the use of electricity to propel the transport vehicles.



**Figure 3: Graphs of population growth and the number of cars in Tashkent  
(the dotted line shows the predicted values)**



**Figure 4: The graph of changes in the number of personal cars**

According to Uzhydromet data for 2015, when monitoring atmospheric pollution, it turned out that the number of cases of exceeding the maximum allowable concentrations (MAC) of toxic pollutants in Tashkent amounted to 10 % of the total number of observations over the previous two years, which corresponds to a reduced level of atmospheric pollution. This can be explained by the appearance of modern cars, the transition to gas fuel, the optimization of traffic, the widening of main streets, the construction of ring roads and a number of road junctions and overpasses, and the renewal of the city's passenger transport fleet. Despite the fact that the specific average emissions per one vehicle for the period of 1991 – 2018 decreased by 2 times and the share of cars with increased toxicity decreased from 16 % to 6.0 %, the total volume of pollutant emissions from vehicles increased to 2.8 times due to increase in car number [18]. Uzhydromet data do not account for greenhouse gases effect. Therefore, we have determined the carbon emission index by calculation, taking into account the structure of transport fleet of Tashkent city by types and environmental classes of cars.

The necessary initial data (Table 1) to assess the emission mass were obtained through own studies of the authors, a survey of car owners, analysis of available documents and publications [26, 27, 28, 29].

**Table 1: Initial data to calculate motor vehicle emissions in Tashkent**

Index	1990	2019
Number of cars in Tashkent	193 thousand units	700 thousand units
Average annual mileage	15 thousand km/year	24 thousand km/year
Environmental classes of cars:		
Euro – 0 and lower	100 %	7 %
Euro – 3 and higher	–	93 %
Cars in types of fuel:		
Petrol	95 %	70 %
Gas	0 %	28 %
Diesel oil	5 %	2 %

Calculations of toxic substances and greenhouse gases emissions were carried out according to the MARI method [24] (established for the cars run in the CIS countries), and calculations of particulate matter were carried out according to the method given in [25].

These methods are based on the value of mileage emissions for each type of vehicle. When determining emissions of vehicles during movement in settlements, the formula from [24] was used:

$$M_{ij} = \sum m_{ij} \cdot L_j, t$$

where  $m_{ij}$  is the mileage emission of the  $i$ -th pollutant by a  $j$ -type car while driving on city streets and roads, g / km (the mileage emissions for gaseous pollutants are taken from [24], for particulate matter from [25]);

$L_j$  is the total annual mileage of  $j$ -type cars when driving on city streets and roads, million km / year.

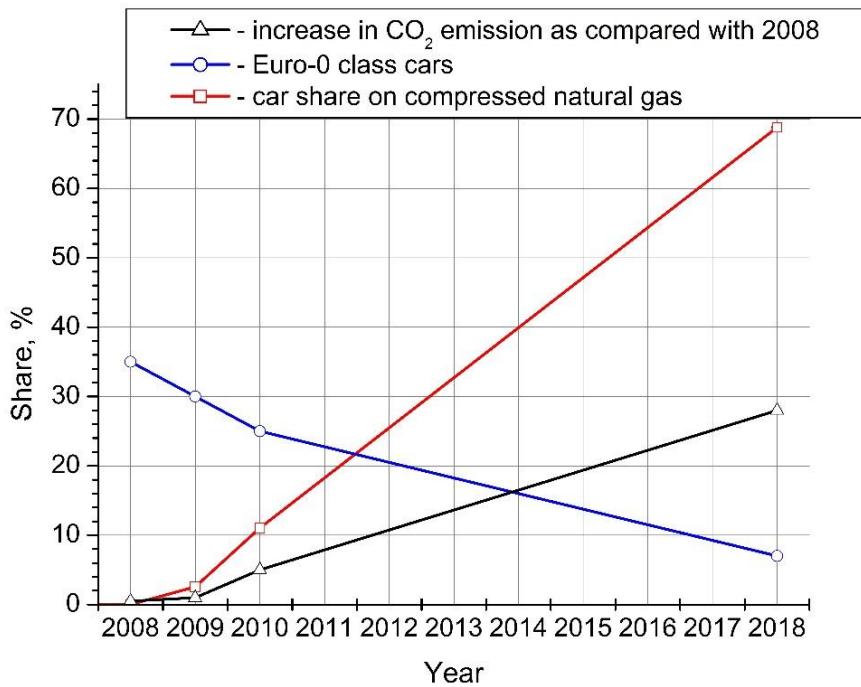
Calculation results are given in Table 2.

**Table 2: Automotive emissions in Tashkent in 1990 and 2019 [Authors]**

Pollutant	Emission mass, t/year		Emission ratio in 2019 and 1990, %
	1990	2019	
CO	66 000	62 381.2	94.5
VOC	11 290	5 369	47.55
NO <sub>x</sub>	4 343	4 727.8	108.8
N <sub>2</sub> O	15	786.8	520.5
NH <sub>3</sub>	6	1 094.8	182.5
SO <sub>2</sub>	113	463.4	410
Pb	113	36.4	32.2
CO <sub>2</sub>	632 550	3 849 209	436
NMVOC	109 26	4 697	42.98
CH <sub>4</sub>	365	670.6	183.7
PM	38.4	39.8	103.6
Total	7 257 594	3 929 476	541.4

Thus, from Table 2 it is seen that in general, there is not a decrease, but a strong increase in emissions from vehicles. Thus, not a single criterion adopted for assessing transport sustainability in Tashkent reaches the required indices.

Since 2008, in pursuance of the Environmental Action Program of the Republic of Uzbekistan for 2008 – 2012 the transition to gas fuel (methane and propane) has begun [15]. Figure 5 shows the changes in car fleet in Tashkent in the period 2008 – 2018 and the corresponding increase in CO<sub>2</sub> emissions. It can be seen that despite the decrease in number of Euro – 0 cars, the growth rate of CO<sub>2</sub> emission is steadily increasing.



**Figure 5: Change in increase in CO<sub>2</sub> emissions from cars and the number of cars of different environmental classes [Authors]**

Observations made on the streets of Tashkent revealed that the number of cars with a minimum engine capacity (0.8 – 1 l) in the traffic flow is 15.9 %, with a maximum capacity (2.5 – 3.5 l) – 10.2 %, the rest of the traffic (71.25 %) are the cars with an engine capacity of 1.4 – 1.6 l. Accordingly, the average fuel consumption is high, amounting to 9.12 l/100 km [29]. The number of powerful cars (unreasonably used in urban conditions) increases the amount of harmful emissions into the atmosphere. Unfortunately, the ambitions of car owners who want to have a “prestigious” car impede the process of minimizing emissions.

The streets of Tashkent are characterized by high traffic. The main streets and major intersections are overloaded. According to [30], the traffic on Aktepa Square is 10 500 cars per hour with a calculated traffic of 8000 cars (1.3 times exceeding), at the Rustaveli – Mukimi junction – 11 500 and 6 000 (1.92 times exceeding), and on Bunyodkor – Mukimi – 8 500 and 6 000 cars (1.4 times exceeding), at the intersection of Sagban str. and the Small Ring Road, 12 000 cars per hour with the normative 5 400 (2.2 times exceeding). Observations of urban traffic on – line (interactive maps <https://kartologia.ru/karta/tashkent#yandexmaps> – scheme) show that the speed of traffic flows is distributed unevenly: in the central part of city due to frequent traffic congestion, the average speed does not exceed 25 – 30 km / h, in the area of the Tashkent ring road the average speed is 45 – 50 km / h. In the evening rush hours, the average traffic congestion intensity in the city is up to 7 – 8 points on a 10 – point scale (Figure 6). The average bus speed is 21 km / h outside rush hours and 16.9 km / h during rush hours [30].

It should also be noted that in the city of Tashkent there are practically no conditions for the use of bicycle transport. Bicycles are mainly used as a means of entertainment and outdoor activities. Despite the large number of bike rental points, the practical use of bicycles as a transport is unsafe and inconvenient due to the lack of necessary infrastructure and rules. Only a few wide city streets have a bike path (allocated from the sidewalk and not fenced off from it). There are practically no parking spaces for bicycles near the offices and public buildings.



**Figure 6: Traffic jams on the roads of Tashkent in the evening peak hours**  
 (data from the site <https://kartologia.ru/karta/tashkent#yandexmaps> – scheme)  
 "dark grey" – free movement, "grey" – movement is difficult, "black" – traffic congestion

### 3.2. Assessment of the degree of electrification of public transport

Tashkent's public transport is as actively developing as personal one. The volumes of passenger traffic (significantly larger than the personal transport) allow efficient use of space and provide the opportunity for a great number of people to move in different directions and at any distance.

The change in public transport structure in Tashkent is shown in Figure 7. A diagram of the change in ratio of electric and traditional public transport in Tashkent is shown in Figure 8.

Diagram 7 is built taking into account not only the quantity, but the nominal passenger capacity of each type of transport [26, 27, 28]:

High – capacity bus – 110 people;

Medium – capacity bus – 51 people;

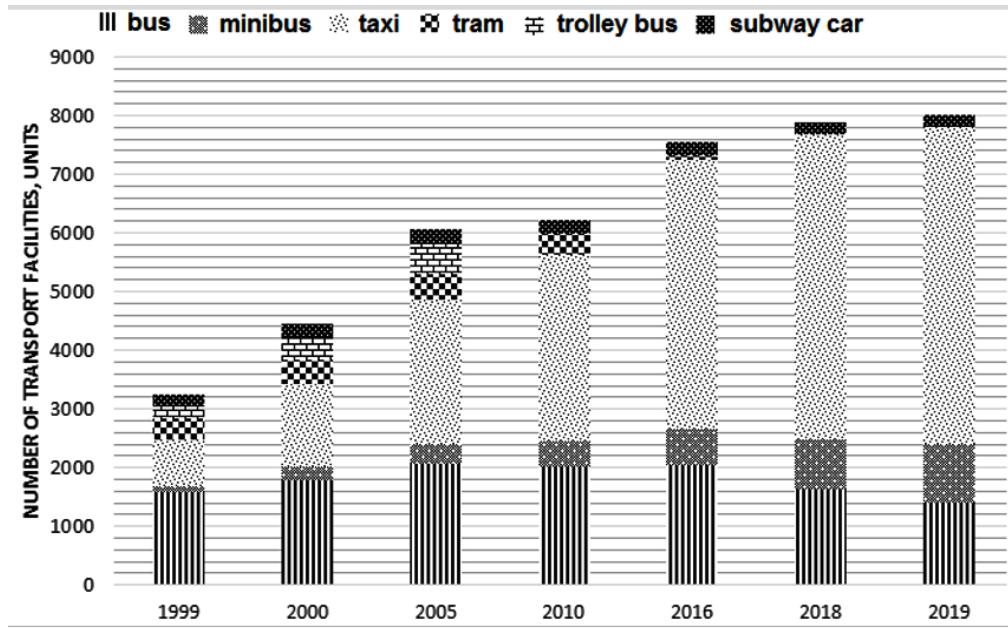
Minibus – 12 people;

Taxi – 4 people;

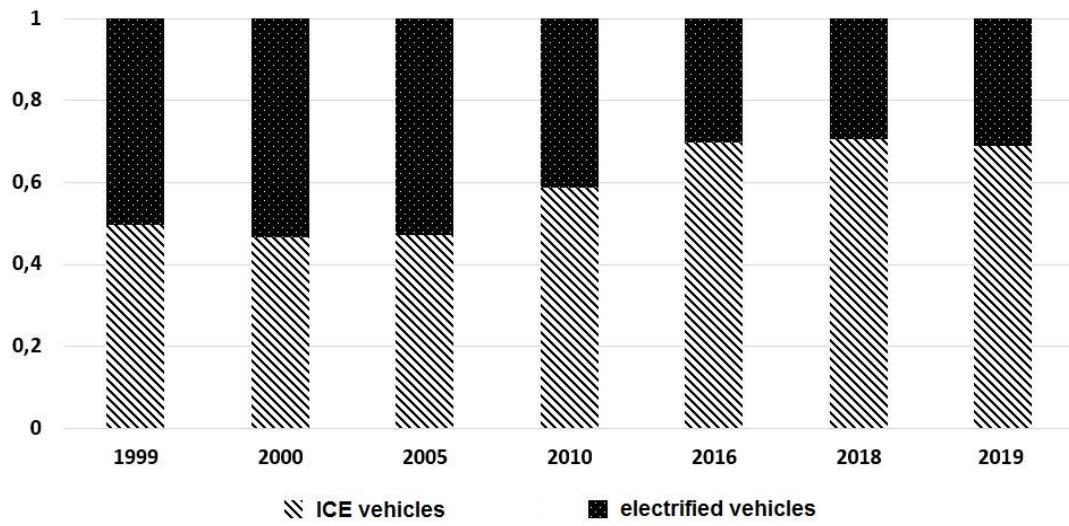
Tram – 130 people;

Trolleybus – 120 people;

Metro car – 320 people



**Figure 7: Graph of changes in public transport structure in Tashkent, in years (data presented by Tashkent City Passenger Transport JSC)**



**Figure 8: The ratio of electric and traditional public transport in Tashkent [Authors]**

The total nominal passenger capacity of all modes of transport is taken as 1.0 (100 %), and then the shares of electrified vehicles and ICE vehicles in the passenger transport are determined.

Electrified urban transport currently makes up 31 % of the total passenger traffic. Trolleybuses and trams were liquidated in 2010 and 2016, respectively. According to the statement of the Hokim (Head of the city) of Tashkent, the official reason for this are: 1) a small share of passenger transportation by trolleybuses and trams; 2) dilapidation of wagons and the high repairs cost; 3) run – down state of street railway [30]. Instead of trolleybuses and trams the bus routes were launched.

An increase in the share of public electric transport is predicted through the introduction of electric buses. Currently, only 1 electric bus runs in Tashkent, next year it is planned to increase the number of electric buses to 20, which will increase the overall degree of electrification of public transport in Tashkent by only 1 %. In addition, it is planned to develop a subway network, which will also allow a slight increase in electrification transport vehicles.

### 3.3. Assessment of land use by motor transport

One of the indices of transport sustainability is the use of land resources. This index refers to the land area occupied by transport infrastructure enterprises (garages, car services, car washes, parking lots) [23]. In Tashkent, the number of parking lots is very small, and indeed this is one of the major problems of the motor transport sustainability. Most inhabitants park their cars in yards, driveways, and even on the streets. According to urban planning standards, the width of streets and passages in residential apartment blocks should be from 2.75 to 4 m with sidewalks from 0.75 m. As a rule, there are no equipped sidewalks in the driveways of Tashkent. When parking cars in such passages, there is no place left for pedestrians to pass, the road carrying capacity is sharply reduced, and the likelihood of accidents increases.

To obtain data on the areas actually occupied by parked cars, a survey of the residential areas of Tashkent was conducted. Since parked cars cannot be reliably calculated from satellite maps due to the presence of a large number of trees in the courtyards of residential buildings, the analysis was carried out using the observation method.

The area of public parking in different districts of Tashkent is different and ranges from 0.5 to 2 %, amounting to a total of 3.32 km<sup>2</sup>. This space does not provide parking even for personal cars: the total number of personal cars registered in Tashkent in 2019 is 494 403 units. With the standard size of the parking space 2.5 by 5.3 m (13.25 m<sup>2</sup>), 6.54 km<sup>2</sup> is required to accommodate all these vehicles. Thus, the provision of parking spaces is 58 %. It should be borne in mind that reliable data are available only for personal vehicles, excluding the vehicles owned by legal entities.

The density of residential quarters is 0.38 – 0.44. Thus, out of 8 556 hectares of urban area (Wikipedia, Tashkent), the vacant territory is 3 251 ... 3 765 hectares If to occupy 50 % of this area (to the detriment of city roads, green areas and playgrounds), a parking space can be provided for 180 800 personal cars (42 % of the total number of personal cars).

In our opinion, it is necessary to take into account that almost all cars occupy twice the space necessary for parking: at night – at the owner's place of residence (usually in residential courtyards), at daytime – near his/her workplace (often on roads and in driveways). Thus, when planning parking lots, it is necessary to provide a space for twice the number of vehicles.

### 3.4. Some social aspects of transport sustainability in Tashkent

The standard of living in Uzbekistan is characterized by a high level of poverty. According to the rating, which was compiled according to Eurostat, the International Labor Organization, the Organization for Economic Cooperation and Development, as well as national statistics, Uzbekistan ranks 118th in terms of average wages, which is \$ 235 per month [17].

However, according to official figures, the population of Uzbekistan is on average higher than the "extreme poverty" line specified by the World Bank (\$ 1.9 per day). 14 % of the population now lives at the level of the "lower poverty line" (\$ 3.9 per day). The average salary in Tashkent is 2.9 million soums (\$ 305) per month, which corresponds to approximately \$ 10 per day [17].

The cost of fare in public transport is:

- city buses and metro 1 400 soums (approximately \$ 0.15);
- fixed – route taxis (minibus) – from 2 000 soums to 45 00 soums depending on the route length (\$ 0.21 – 0.47);
- passenger taxis – 1 000 ... 3 000 soum/km (\$ 0.1 ... 0.3). With an average length of city trips of about 6 km, this corresponds to 6 000 – 18 000 soums per trip (\$ 0.6 ... 1.8).

Thus, for the poorest people, only public transport can be considered affordable, the cost of which will be 7.7% of the budget (subject to trips without a transfer).

For urban residents with an average level of wages, the cost for bus trips is 3 %, fixed – route taxis – 6.8 %, passenger taxis – 12 ... 36 % of the budget.

Since one of the most vulnerable categories of the population is pensioners, in Tashkent they are provided with free metro trips during the daytime. Thus, transport accessibility for families including pensioners is slightly increased.

### 3.5. Comparison of results with other studies

Ranking and comparison by country is very important, since discussions about inequality between countries are becoming increasingly important, from the point of view of carbon dioxide emissions as well [8]. If to compare the results of CO<sub>2</sub> emissions obtained for Tashkent (Figure 8) with the indices in other countries (Figure 9) studied by Michal Eva [8], it can be seen that the general trends in emissions in Tashkent (and therefore in Uzbekistan) are close to trends observed in China (corrected for emissions scale). In general, the situation in the transport sector of Uzbekistan is similar to the situation in the most countries of the world.

If we compare the data obtained with the increase of CO<sub>2</sub> emissions in Europe, we can see that the 436 % increase in emissions in Uzbekistan exceeded the worst index of 247.9 % (Turkey) [31].

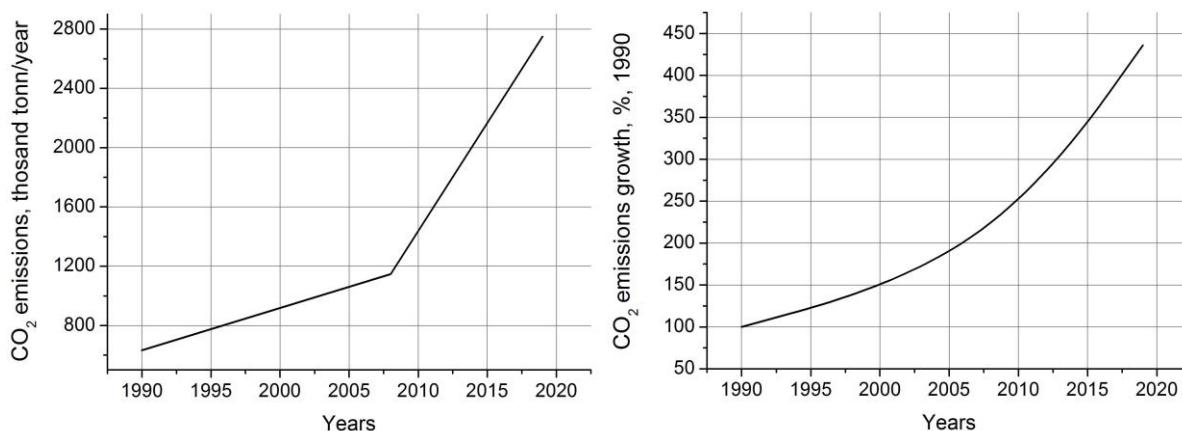


Figure 8: Growth of CO<sub>2</sub> emissions in Tashkent [Authors]

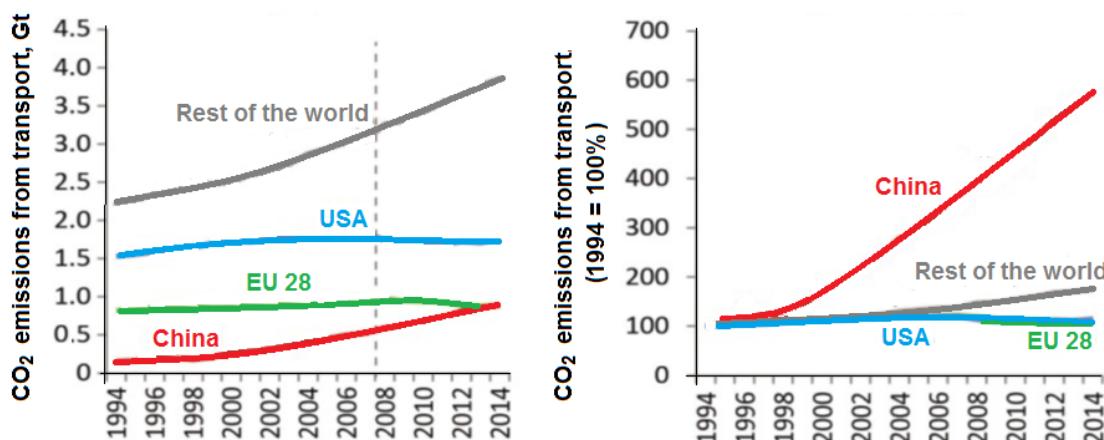


Figure 9: CO<sub>2</sub> emissions in different countries (based on data by M.Eva [8])

Based on this indicator alone, it can be concluded that the transport system in the city of Tashkent and Uzbekistan as a whole cannot be considered sustainable. The rest of the obtained data correspond to the same statement – the increase in emissions of VOCs, NOx, Particulate matter, as well as an increase in the area of land used for transport.

## Conclusion

Based on the results of the analysis, it can be concluded that the transport system in Tashkent cannot be called environmentally sustainable, despite some attempts made by the government. At the moment, to reduce emissions into the atmosphere, the main direction is the transition to gas fuel. However, this decision does not make it possible to reduce the amount of greenhouse gas emissions. The policy of the Uzbek automobile industry aimed at increasing the level of motorization embarrasses to achieve towards sustainability.

To achieve sustainability, it is necessary to increase the degree of electrification of both public and personal transport. In this regard, prohibitions and benefits regulated at the state level, as the ones planned in some European countries, can help. For example, in Spain it is planned to completely abandon gasoline and diesel fuel vehicles by 2050, in Denmark, Germany, Ireland and the Netherlands a ban on selling such cars is planned beginning from 2030, and in Norway – from 2025. The German government in November of this year announced an increase in benefits for the purchase of electric vehicles and hybrid cars. In Uzbekistan, electrification of transport is only at its very beginning: this year, the customs duty on electric vehicles import has been canceled and the launch of factories for the production of electric vehicles is planned. Of great importance for reducing the amount of transport emissions will be the commissioning of metro lines under construction. However, it will take a very long time to completely replace the existing car fleet. In addition, the electrification of cars runs counter to the interests of domestic manufacturers of cars using traditional fuels. With an increase in the share of electrified transport, the method of generating electricity in the state is of great importance. Currently, according to the data of Ministry of Energy of Uzbekistan, 85.7 % of electricity in Uzbekistan is generated at TPPs 13.3 % – due to hydropower, the rest – from solar and wind power plants. However, firstly, more than 80 % of the country's electric power is provided by natural gas, the share of coal stations is only 5 %; secondly, it is planned to increase the share of electricity production using renewable and alternative sources (an increase of 20 % is planned by 2025) [32]. Thus, for Uzbekistan, replacing existing cars with electric cars seems to be efficient.

Measures to promote transport sustainability have their limits. It must be remembered that transport infrastructure and even types of transport cannot be changed fast enough to solve the bulk of the problems of transport sustainability. The different life spans of vehicles and infrastructure make synchronous sustainability impossible. For example, it would be possible to replace most of the car fleet with more efficient vehicles for a decade, while changing road infrastructure takes about a quarter of a century. From this it follows that under the current conditions of development, ensuring the sustainability of transport in Tashkent by 2030 is impossible.

At present, in our opinion, to improve the indices of transport sustainability in Tashkent, it is necessary:

1) to promote sustainable transport, introduce the concept of "sustainable transport" in school and university educational courses. This practice is carried out in many countries to increase public awareness and draw attention to the existing problems and ways to solve them [33];

2) to limit the number of cars purchased per 1 family according to the principle 1 = 1. This measure has not yet been applied in other countries, but the authors suggest that it would allow to contain the growth of vehicles number in the city;

3) to prohibit the parking of cars in courtyards and driveways of residential apartment blocks. Such a measure exists in countries such as the United States and Australia. This will improve the safety of citizens and especially children, as well as remove obstacles to ambulances and fire engines;

4) to ensure the construction of accessible public parking lots with a total area of at least 700 hectares (taking into account the predicted number of cars in 2030). This measure should be applied in conjunction with proposals Nos. 2 and 3. If the construction of parking lots is carried out without the simultaneous introduction of restrictions, then it could motivate to even faster growth of automobilism;

5) to limit the sale of cars with high fuel consumption to residents of Tashkent. Such a measure will not only reduce emissions of pollutants, but also reduce the required area of the parking space, as small cars have smaller dimensions;

6) to provide the conditions for the use of cycling (traffic standards and the necessary infrastructure). This practice has been successfully implemented, for example, in Germany, the Netherlands, and Colombia. In particular, in Amsterdam a network of separate cycle lanes, with a total length of over 500 km requires to spent only US \$ 30 per 1 person per year on the infrastructure; cycling network implemented in Bogota allowed to reduce CO<sub>2</sub> emissions by 86 431 t in 4 years [34];

7) to stimulate the import and sale of electric vehicles. Replacing a taxi fleet with electric cars ensures not only emissions reduce, but also the availability of transport by reducing the travel cost. For example, in China, the cost of traveling 1 km by electric taxi is 4 times less than by a conventional one [35].

These measures can be implemented in a relatively short time. Although they will not solve the problem of sustainability by 2030, they will temporarily improve the situation.

## Reference

1. Wiederkehr P., Gilbert R., Crist P., Caïd N.: Environmentally Sustainable Transport (EST): Concept, Goal, and Strategy – The OECD's EST Project. *EJTIR*. 4. (2004). page(s): 11 – 25.
2. Richardson B.C.: Toward a Policy on a Sustainable Transportation System. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*. 1999. Volume: 1670 issue: 1, page(s): 27 – 34
3. Zietsman J., and Ramani, T. [Internet]. 2011. Sustainability Performance Measures for State DOTs and Other Transportation Agencies, Project 08 – 74, National Cooperative Highway Research Program, Transportation Research Board. [cited 2019 November 15]. Available at: <http://tinyurl.com/oqcon8t>.
4. Brussel M., Zuidgeest M., Pfeffer K., Maarseveen M.: Access or Accessibility? A Critique of the Urban Transport SDG Indicator. *ISPRS Int. J. Geo – Inf.* 2019, 8, 67; available: [www.mdpi.com/journal/ijgi](http://www.mdpi.com/journal/ijgi)
5. Pelikán L.: Indicators of Sustainable Transport and Its Application in the Czech Republic. *Young Researchers Seminar 2013* Lyon, France, June 5 – 7 2013. available: [https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC54971/sust\\_transp\\_ind\\_report\\_final.pdf](https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC54971/sust_transp_ind_report_final.pdf)
6. Nathan H. S. K., Reddy B. S.: *Urban Transport Sustainability Indicators – Application of Multi – view Black – box (MVBB) framework*. Indira Gandhi Institute of Development Research, Mumbai, 2011.
7. Bakirey, A.S., and Kharitoshkin, N.V. Development of sustainable urban transport systems in Russia. *Transport of the Russian Federation. Journal of science, practice, economics*. 2014, 4 (53): 34 – 45.
8. Eva M., Mihai F.C., Munteanu A.V. 2019. Sustainability of the transport sector during the last 20 years: evidences from a panel of 35 countries. *Proceedings of the 19th International Multidisciplinary Scientific GeoConference on Ecology, Economics, Education and Legislation SGEM 2019*, vol.19 , Issue 5.1 pp. 687 – 694
9. Binswanger P. B., Kandker S.R, Rosenzweig M. R.: (1993). How infrastructure and financial institutions affect agricultural output and investment in India. *Journal of Development Economics*, Vol. 41, No. 2, pp. 337–366.
10. Hensher D. A. Climate change, enhanced greenhouse gas emissions and passenger transport – What can we do to make a difference? *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 2008. Vol. 13, No. 2, pp. 95–111.
11. WHO (World Health Organization) (2000) *Transport, Environment and Health*, WHO Regional Publications, European Series, 89 and Violence Prevention, WHO.
12. Mariotto, M. Organization of traffic – best practices in solving the problem of congestion in cities. *Proceedings of the International seminar “Sustainable development of urban transport: challenges and opportunities”*. (Sudakov D.S., ed.) Russia, Moscow, 2012, June 7 – 8.

13. WBCSD (World Business Council for Sustainable Development) (2004) Mobility 2030: Meeting the challenges to sustainability – The Sustainable Mobility Project – Full report 2004, WBCSD, Switzerland.
14. Ivanov, A., Tomyshev, A., Pavlov, S., and Leonov, P. *Automotive market of Russia and the CIS. Industry Overview*. Russia: EY Company; 2019. [cited 2019 October 8]. Available at: [https://www.ey.com/Publication/vwLUAssets/ey – automotive – sector – overview – 2019 – rus/\\$FILE/ey – automotive – sector – overview – 2019 – rus.pdf](https://www.ey.com/Publication/vwLUAssets/ey – automotive – sector – overview – 2019 – rus/$FILE/ey – automotive – sector – overview – 2019 – rus.pdf)
15. Uzbekistan News (UN). [Internet]. 2019. Transport Strategy of Uzbekistan and the establishment of institutions for the implementation of a unified transport policy. Part 2. [cited 2019 September 28]. Available at: <https://nuz.uz/ekonomika – i – finansy/42042 – transportnaya – strategiya – uzbekistana – i – stanovlenie – institutov – dlya – realizacii – edinoy – transportnoy – politiki – chast – 2.html>
16. Government portal of the Republic of Uzbekistan (GPRU). [Internet]. 2019. Decree of the President of the Republic of Uzbekistan “On approval of the Strategy for the development of the transport system of the Republic of Uzbekistan until 2035 (Draft)”. [cited 2019 October 10]. Available at: <https://regulation.gov.uz/ru/document/3867>
17. State statistical committee of the Republic of Uzbekistan. [Internet]. 2019. Standards of living. [cited 2019 September 18]. Available at: <https://stat.uz/ru/164 – ofytsyalnaia – statystyka – ru/6579 – uroven – zhizni – naseleniya2>
18. Tshay, L. The ecological layout of Tashkent. Economic Review (Ekonomicheskoye obozreniye). 2019, 5 (233): 24 – 28.
19. Journard, R., and Gudmundsson, H. Indicators of environmental sustainability in transport: An interdisciplinary approach to methods. INRETS. INRETS, Recherches, A. Lauby. 2010
20. SDG index and dashboards report 2018. Implementing the goals. Country profiles edition [https://s3.amazonaws.com/sustainabledevelopment.report/2018/2018\\_sdg\\_index\\_and\\_dashboard\\_s\\_country\\_profiles.pdf](https://s3.amazonaws.com/sustainabledevelopment.report/2018/2018_sdg_index_and_dashboard_s_country_profiles.pdf)
21. Dobranskyte – Niskota A., Perujo A., Pregl M. Indicators to Assess Sustainability of Transport Activities Part 1: Review of the Existing Transport Sustainability Indicators Initiatives and Development of an Indicator Set to Assess Transport Sustainability Performance. European Communities, 2007 <https://core.ac.uk/download/pdf/38617455.pdf>
22. Rassafi A. A, Vaziri M. Sustainable transport indicators: Definition and integration Int. J. Environ. Sci. Tech. Vol. 2, No. 1, pp. 83 – 96, Spring 2005
23. Litman T. [Internet]. 2019. Well Measured Developing Indicators for Sustainable and Livable Transport Planning. [cited 2019 September 18]. Available at: <https://www.vtpi.org/wellmeas.pdf>
24. Ruzsky A.V., Donchenko, V.V. et al. *The calculation instruction (methodology) for the inventory of emissions of pollutants by motor vehicles into the air*. Moscow, Russia: NIIAT OJSC; 2006.
25. European Environment Agency (EMEP/EEA). [Internet]. 2018. Air pollutant emission inventory guidebook 2016 – Update Jul. [cited 2019 October 30]. Available at: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep – eea – guidebook – 2016/part – b – sectoral – guidance – chapters/1 – energy/1 – a – combustion/1 – a – 3 – b – ii>
26. Tashkent Public Transport Website (TPTW). [Internet]. 2019. Simple, easy and affordable about Tashkent public transport. [cited 2019 September 18]. Available at: <https://tashtrans.uz/>
27. Toshshahartranskhizmat JSC (TSH). [Internet]. 2019. General indicators of passenger traffic. [cited 2019 September 28]. Available at: <http://tshtx.uz/index.php?lang=ru>
28. State statistical committee of the Republic of Uzbekistan. [Internet]. 2019. Passenger transportation and passenger turnover by mode of transport. [cited 2019 September 18]. Available at: <https://stat.uz/ru/239 – ofytsyalnaia – statystyka – ru/sfera – usluh – ru/transport – ru/2436 – perevozki – passazhirov – i – passazhirooborot – po – vidam – transporta>
29. Radkevich M., Shipilova K. The processes of accumulation and transport of automobile waste in the city of Tashkent. WASTE FORUM, 2019 No. 3. Czech Environmental Management Center 2019. pp. 211 – 218

30. How Tashkent intends to solve transport problems. [Internet]. 2016. Report on the press conference of the Hokim of Tashkent. [cited 2019 September 18]. Available at: [http://mg.uz/print/publish/doc/text122423\\_kak\\_tashkent\\_nameren\\_reshat\\_transportnye\\_problemy](http://mg.uz/print/publish/doc/text122423_kak_tashkent_nameren_reshat_transportnye_problemy)
31. European Environment Agency (EMEP/EEA). [Internet]. 2017. Greenhouse gas emissions from transport in Europe. [cited 2020 February 11]. Available at: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/transport-emissions-of-greenhouse-gases/transport-emissions-of-greenhouse-gases-12#tab-related-briefings>
32. Ministry of Energy of The Republic of Uzbekistan (MERU). [Internet]. 2020. Electric power industry. [cited 2020 February 11]. Available at: <https://minenergy.uz/ru/lists/view/22>
33. Pardo C.: Raising public awareness about sustainable urban transport. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. Eschborn, 2011. Available: <http://www.gtz.de>
34. Koch J., Knapschinsky M., Komendzinski P., Merforth M.: Solution: Cycling. Implementing the New Urban Agenda. Eschborn, 2017. Available: <https://www.sutp.org/publications/inua-2-solution-cycling/>
35. Shengyang S., Eekhoff I., Borowski D.: Electric Taxis in Shenzhen. (2013) Available: <https://www.sutp.org/publications/good-practice-in-china-electric-taxi-in-shenzhen/>

## **Posouzení některých ukazatelů environmentální udržitelnosti dopravy v Taškentu**

***Maria RADKEVICH<sup>a</sup>\*, Kamila SHIPOLOVA<sup>a</sup>, Natalya MYAGKOVA<sup>a</sup>, Malokhat ABDUKODYROVA<sup>a</sup>, Abdusamin GAPIROV<sup>b</sup>***

<sup>a</sup> Taškentský institut zavlažovacích a zemědělských mechanizačních techniků, Kary – Niyazi st. 39, 100000 Taškent, Uzbekistán, \* e-mail: maria7878@mail.ru

<sup>b</sup> Tashkentský institut designu, výstavby a provozu silnic, Amir Temur st. 20, 100000 Taškent, Uzbekistán

### **Souhrn**

Cílem studie je najít odpověď na otázku environmentální udržitelnosti dopravy v Taškentu do roku 2030. Jako kritéria pro hodnocení byly přijaty cíle OECD do roku 2030, které stanoví přípustné zvýšení emisí ve srovnání s rokem 1990. Článek se zabývá stavem dopravy v Taškentu. Je provedena analýza změn ve struktuře veřejné dopravy, úrovně její elektrifikace, rychlosti růstu počtu osobních automobilů.

Oficiální údaje ukazují, že ekologická třída automobilů celkově roste. Výpočty zároveň ukazují, že emise toxicických a skleníkových plynů vzrostly a nadále rostou v důsledku nárůstu celkového počtu automobilů a slabé úrovně elektrifikace (pro veřejnou dopravu 31 %). Ve srovnání s úrovněmi roku 1990 se celkové emise vozidel v Taškentu zvýšily o 541,4 %, emise skleníkových plynů o 436 %. Studie ukázaly, že současný stav dopravního systému Taškent není udržitelný. Pro dosažení udržitelnosti potřebuje dopravní systém města zásadní změny, zejména rozvoj a elektrifikaci veřejné dopravy.

**Klíčová slova:** stabilita dopravy, silniční doprava, ekologické ukazatele, znečištění ovzduší

# System improvement of protection of employees against ionizing radiation from orphan sources in scrap metal collection facilities

**Martin JAKUBČÍK<sup>a</sup>, Eleonóra BENČÍKOVÁ<sup>b</sup>, Júlia MIHOKOVÁ JAKUBČEKOVÁ<sup>c</sup>, Miroslav TOMEK<sup>a</sup>\***

<sup>a</sup> Tomas Bata University in Zlín, Faculty of Logistics and Crisis Management, Studentské nám. 1532, 686 01 Uherské Hradiště, Czech republic, e-mail: m\_jakubcik@utb.cz, tomeck@utb.cz

\* korespondenční autor

<sup>b</sup> Central Military Hospital – Teachind Hospital, Generala Milosa Vesela 21, 034 26 Ruzomberok, Slovak Republic, e-mail: enona@centrum.sk

<sup>c</sup> University of Zilina, Faculty of Security Engineering, Univerzitna 1, 010 26 Zilina, Slovak Republic, e-mail: mihoková@fbi.uniza.sk\*

## Summary

Ensuring the safety and health of employees working in scrap metal collection facilities is one of the basic duties of each founder. It must assess all risk factors. One of the risk factors is the ionizing radiation from orphan sources when capturing and handling scrap metal. The operator of the facility for collecting scrap metal must accept the means that are optimal for its operation. The measures taken should be chosen based on a differentiated approach according to the character of the operation. Organizational, technical and system measures can be included in these funds. These measures are the subject of that article.

**Keywords:** contamination, employee, metal, protection, radiation, waste

## Introduction

Health and Safety protection during working duties should be one of the priorities not only of every employer but also of an employee. This is also true in the area the protection of life and health in scrap metal collection facilities, where workers are at risk not only from physical, chemical but also radioactive risks. Employees in these areas may be at risk of ionizing radiation from orphan sources that are brought to these areas by vehicles. Employers should identify, eliminate and, where appropriate, minimize the risk factors in accordance with applicable legislation<sup>1, 2</sup>, etc. To eliminate or minimize them, they should use appropriate technical and mode protection features to prevent contaminated metal waste from entering the landfill. In the Czech Republic, a system has been in place for a long time to minimize the consequences associated with finding and seizing these orphan sources or other radioactive substances through current legislation in the field of radiation protection and security of radionuclide sources<sup>3</sup> and<sup>4</sup>. On protection in the event of the seizure of such scrap iron or municipal waste deals in particular<sup>5</sup>. Some problems related to the contamination of iron scrap in the Czech Republic and their solutions are mentioned in<sup>6, 7</sup> and<sup>8</sup>.

The aim of the authors was to point out the importance of early identification of orphan sources of ionizing radiation going to the places of their deposition and subsequent transport to the processing sites. Furthermore, to propose specific measures to minimize risks by the founder of facilities for the collection of scrap metal with an emphasis on the Zlín Region.

The use of ionizing radiation sources, despite all supervision and efforts to secure them, is associated with a certain significant risk of losing the source and in this context, the potential risk of exposure to persons or the uncontrolled release of radioactive substances into the environment will increase. The occurrence of a resource that is not supervised and therefore not handled in accordance with the requirements of the applicable legislation in this area can occur virtually anywhere. Long years of experience have shown that in places with greater metal scrap accumulation, this risk is higher. These may be sources of ionizing radiation of both artificial and natural origin.<sup>9</sup>

At present, scrap metal is an important starting source material for industrial metal production. Its proportion in the end product, for example, for steel, is up to 50 %. In addition to NORM – type materials, radioactivity found in scrap metal is primarily due to orphan sources of ionizing radiation (SIR). If SIR penetrates into the melting process, contaminated product may be formed. The consequences of such emergencies are predominantly economic and the cost of removing them is in the order of millions of euros. Another problem may be the loss of confidence in the quality of the metal product.<sup>9</sup>

During the period 2009 – 2018, more than 460 extraordinary cases related to the management of SIR were investigated through the State Office for Nuclear Safety (SONS) in the Czech Republic (Table 1). At the entrances to metallurgical plants or scrap yards, 238 vehicles transporting scrap metal were detected positively, which represents about 51 % of the total number of seizures orphan by SIR. In the period under review, 170 waste collection vehicles with municipal waste containing SIR were captured at the incineration entrances.

**Table 1: Exceptional cases related to the handling with SIR (2009 – 2018) [modified<sup>10</sup>]**

Year	Extraordinary cases total	Of which seizures:		Other
		scrap metal transport vehicles	municipal waste collection trucks	
2009	44	20	16	8
2010	49	23	18	8
2011	55	32	16	7
2012	66	32	24	10
2013	72	41	24	7
2014	52	34	16	2
2015	36	20	10	6
2016	22	8	11	3
2017	42	19	17	6
2018	31	9	18	4
<b>Total</b>	<b>469</b>	<b>238</b>	<b>170</b>	<b>61</b>

Regarding the percentage of different types of materials, the statistics of the Nuclear Research Institute Řež, a.s. show that contaminated medical material is prevalent in SIR seizures and findings, however, the total proportion of military equipment containing an ionizing radiation source, other orphan sources and metal objects made of material already contaminated by radioactivity, as example, between 2003 – 2015 accounted for 40 % of extraordinary cases.<sup>11</sup>

The contaminated hospital waste is typically captured at the entrance to municipal waste incineration plants, while the military equipment, or other orphan SIRs and metal objects made from material already contaminated with radioactivity are mainly found in transports to facilities for scrap metal collecting, processing and melting.

Usually, if a source of ionizing radiation is found, the primary objective is to minimize the possible exposure of natural persons, prevent unauthorized use and prevent uncontrolled release of radionuclides into the environment.<sup>8</sup>

The highest value of dose equivalent power (DEP) on the detected SIR was recorded by a radio tube, which was discovered in the playground in Prague – Podolí in 2011. The total activity of SIR containing <sup>226</sup>Ra radionuclide reached 452 MBq, DEP was measured at 200 mSv/h on the SIR surface and 20 mSv/h on the ground surface. The highest value of total SIR activity was measured in 2004. During unloading, control of the barrel of radiopharmaceuticals containing radionuclide <sup>131</sup>I at the Prague – Ruzyně airport with a total activity of 15 GBq, was lost.<sup>11</sup>

In the case of SIR seizures, for example, a car was inspected in 2007, the load of which contained a metal target with <sup>57</sup>Co and <sup>58</sup>Co radionuclides. The source showed a total activity of 63 MBq and 580 MBq. A DEP of 30 mSv/h (bottom of the vehicle), 50 µSv/h (side of the vehicle) and 0.33 µSv/h in the driver's cabin were measured. This case was the capture with the highest DEP value on the car between 2003 – 2015.

The capture of the orphan SIR with the highest value of the total source activity was recorded in 2015 at the entrance to the scrap metal facility. In the delivery was captured an orphan source – the level meter with a sealed <sup>137</sup>Cs radionuclide emitter with a total activity of 690 MBq and a weight of 22 kg.<sup>11</sup> That special case was the SIR with the highest value of total activity recorded in the Czech Republic between 2003 – 2015.

This critical capture was initiating a new model of employees' exposure measurement and system improvement of ionizing radiation protection and simulates the consequences to be more aware at the entrance to the collector and at the entrance to the scrap metal facility smelters. Such capture has indeed occurred in the past.

## **Experimental part**

The individual effective dose received by each individual assessed is generally determined as the sum of the effective doses over all significant exposure routes, including exposure from natural sources. Exposure routes include external exposure and internal exposure due to inhalation and/or ingestion of radionuclides. For the purposes of assessing the effective dose received as a result of the activities performed, the model only considers external exposure.

During modelling were used scenarios with specialized software RESRAD – RECYCLE, intended for the evaluation of radiation exposures arising from the recycling of contaminated scrap. The software was developed by Argonne National Laboratory with the support of U. S. Department of Energy. Methodology used in RESRAD – RECYCLE is similar to a methodology developed separately U.S. Nuclear Regulatory Commission and U. S. Environmental Protection Agency.

The software identifies eight critical activities during the iron scrap recycling process:

- Scrap transport,
- Scrap loading/unloading,
- Scrap sorting/cutting,
- Batch melting,
- Ingot casting,
- Ingot handling,
- Ingot transport,
- Slag handling.<sup>12</sup>

Activities such as scrap transportation, loading and unloading were further refined according to their location (collection facilities, smelters) and other potentially hazardous activities were added to the exposure scenarios:

- weighing and storing scrap in a collection facility,
- Temporary storage of scrap in collection facilities.

In the course of several activities the possible shielding of the ionizing radiation source was taken into account.

Irradiation of individuals who handled scrap before its transport to a collection point is not addressed in the model, as is the intervention of other users of products after metallurgical processing of contaminated scrap. During the melting process, scrap metal radionuclides may be separated into ingots, slag and dust particles, depending on the chemical properties of the radionuclides, the metallurgical composition of the scrap metal, the presence of slag – forming substances added to the melt, the temperature and the melting process (Table 2). The radionuclides that oxidize tend to concentrate in the slag.<sup>13</sup>

**Table 2: Radionuclide separation factors<sup>13</sup>**

Radionuclide	Ingot	Waste after cutting	Scoria	Filter dust
	Residual part of input weight [%]			
<sup>60</sup> Co	98,29	0,06	1,65	0,0001
<sup>125</sup> Sb	99,27	0,08	0,65	0,0001
<sup>134</sup> Cs	0	0	100	0
<sup>137</sup> Cs	0	0	100	0,00001
<sup>154</sup> Eu	0	0	100	0

The <sup>137</sup>Cs radionuclide, which contains a level meter in the model, is exclusively slag, which is widely used in construction, as a road material for winter road maintenance and partly also for the production of industrial phosphate fertilizers. Thus, the risk of irradiation is eliminated during operations where the finished ingot is being handled, but at the same time it is transferred to workers handling the slag.

## Results and discussion

Estimation of effective dose E [mSv], that received by the endangered worker was calculated according to the relationship<sup>14</sup>:

$$E = wR \left( \frac{A\Gamma}{r^2} \right) t,$$

Where:  $wR$  is a dimensionless radiation weighting factor (for photons applies  $wR = 1$ ),  $A$  total source activity [GBq],  $\Gamma$ , „gamma constant“ – h value kerm increment per hour at 1 m from source about activity 1 Bq (for radionuclide <sup>137</sup>Cs applies  $\Gamma = 0,084 \text{ mGy.m}^2.\text{h}^{-1}.\text{GBq}^{-1}$ ),  $r$  distance from the source of ionizing radiation [m] a  $t$  exposure time [h].

The thickness of the absorption layer of the shielding materials for  $\gamma$  radiation was approximately determined by the energy value of the photons emitted by the radionuclide <sup>137</sup>Cs, therefore 662 keV.<sup>15</sup>

The average distance from the source of ionizing radiation and exposure time are based on the nature of the activities performed.

In the exposure scenario „Storage at the collection point“ it is assumed that scrap shipment is carried out once a month. The scenario „Steelworks Storage“ assumes the addition of scrap to pig iron to the hearth furnaces at weekly intervals. Exposure scenarios „Ingot Casting“, „Ingot Handling“ and „Ingot Transport“ do not assume any contamination of the material by ionizing radiation, as they only follow the slag tapping in the „Melting batch“ (Table 3).

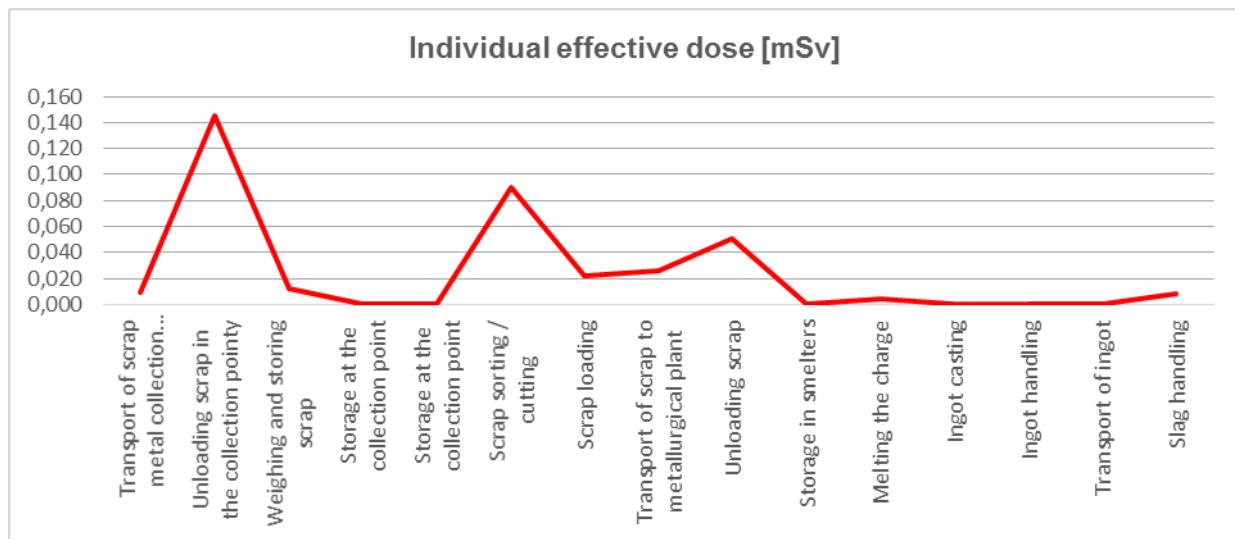
**Table 3: Calculation of effective doses for given exposure scenarios**

Exposure scenario	Endangered worker	Shielding			Distance [cm]	Time [h]	Half layer [cm]	Dividing factor [%]	Activity [GBq]	Effective dose [mSv]
		Means	Material	Thickness [cm]						
Transport of scrap metal collection point	customer	cabin	steel	0,3	150	0,5	0,4	100	0,460	0,009
Unloading scrap in the collection point	customer	–	–	–	20	0,1	–	100	0,690	0,145
Weighing and storing scrap	service	–	–	–	100	0,2	–	100	0,690	0,012
Storage at the collection point	service	container	steel	0,4	10 000	150	0,4	100	0,345	0
Storage at the collection point	customer	container	steel	0,4	5 000	0,3	0,4	100	0,345	0
Scrap sorting / cutting	sorter	–	–	–	150	3,5	–	100	0,690	0,09
Scrap loading	driver	–	–	–	200	1,5	–	100	0,690	0,022
Transport of scrap to metallurgical plant	driver	cabin	steel	0,3	150	1,5	0,4	100	0,460	0,026
Unloading scrap	driver	–	–	–	200	3,5	–	100	0,690	0,051
Storage in smelters	warehouseman	container	steel	0,4	10 000	38	0,4	100	0,345	0
Melting the charge	melter	cloak	refractory concrete	75	150	6,5	3,5	100	0,016	0,004
Ingot casting	molder	–	–	–	100	0,7	–	0	0	0
Ingot handling	molder	form	steel	8	50	1,5	0,4	0	0	0
Transport of ingot	warehouseman	–	–	–	200	0,2	–	0	0	0
Slag handling	slagger	dish	steel	1,2	50	0,2	0,4	100	0,115	0,008

### Evaluation rate of workers' exposure to ionizing radiation

Although the results of the model of worker exposure to ionizing radiation are only indicative, the activities during which the highest external exposure occurs (Figure 1) are the customer's unloading and scrapping of scrap metal by the operator. During manual handling operations, the distance from the unshielded SIR is very small and a short exposure time is sufficient to achieve a high effective dose. If the SIR was directly gripped by the hand, even for a few seconds, the effective dose received would rise sharply to tens of mSv. Thus the annual limit of effective doses from external exposure and effective doses from internal exposure for radiation workers may be exceeded.

Irradiation of the operator of the collection point during the storage of scrap metal is negligible despite a long exposure period, including the intervention of another customer who visited the collection point to hand over other secondary raw materials. Again, the distance from the SIR and its shielding by the container is decisive.



**Figure 1: Effective doses for scrap metal recycling operations**

For the target group of the researched facilities, the authors propose to introduce the following organizational measures in the areas of protection against the effects of ionizing radiation, detection, staff training, operating documentation and system measures.

#### **Detection equipment**

For efficient control of shipments and possible capture of orphan sources are used devices operating in continuous mode, which provide continuous information on the instantaneous dose rate value: handheld portable radiometric instruments, stationary detection systems and detectors installed on handling equipment.<sup>3</sup>

For passive personal dosimeters, the monitoring of persons is integral, the values are measured over time, and the dosimeter retains the information for the entire time the radiation detector has been exposed.<sup>16</sup>

Although passive dosimetry cannot detect an acute threat, its use in the detection of ionizing radiation in the area of scrap metal treatment is justified not only because of the low cost of detectors, but also for the possibility of backward tracing of the orphan source before its capture.

Last year, the National Radiation Protection Institute (NRPI) launched three new projects to expand radiation monitoring in the event of a nuclear accident, a terrorist attack using radioactive materials, and also to limit the spread of fake reports of a fictional radioactive threat:

- project RAMESIS: Civil Radiation Network intended for citizens, schools and other institutions to ensure timely information and safety of citizens,
- system JodDet for mass measurement of radioiodine  $^{131}\text{I}$  in the thyroid gland,
- Low – cost passive dosimeter to assess external exposure.<sup>17</sup>

In the latter project, we managed to develop a simple low – cost dosimeter allowing the evaluation of personal exposure. It is a small plastic case containing a capsule with common kitchen salt. The salt when exposed to ionizing radiation exhibits luminescence that can be easily induced in the laboratory, evaluated, and the dose of radiation can be calculated from the amount of light emitted.<sup>18</sup>

The originally intended use of this detector for detecting individual doses of fire – fighters intervening, for example, in a traffic accident where a source of ionizing radiation has been transported, or customs staff who may encounter illegal shipments of radioactive material during their work can be extended to collection staff, who control the entry of vehicles into the area, unload or load scrap metal and sort it.

The dosimeter requires no special maintenance and can be carried in your pocket. In the production of 10 000 pieces, the production costs can be reduced to 20 CZK/dosimeter. The radiation indicator is based on only 3 CZK, and the salt needs to be changed approximately every 10 years.<sup>19</sup>

The authors recommend to equip the operator of the collecting device with a passive dosimeter with a salt capsule, which would carry it in the pocket of work clothes for the whole time of their work. In case of an event suspected of possible exposure of the operator to ionizing radiation, or at specified intervals to conduct periodic occupational medical examinations, the dosimeter would be sent to the NRPI laboratory for evaluation.

Events with increased risk of operator exposure can be considered, for example, when:

- an orphan source has been captured at another link in the distribution chain, to which the scrap collection facility also supplies the scrap metal,
- In the course of transport to another facility, the orphan source was captured on the wagon at the transporter, who supplies the metal scrap regularly to the assessed collection facility.

If the laboratory is found to have indeed irradiated, appropriate measures will be taken, depending on the dose received (provision of the necessary medical care, exclusion of the worker from activities or examinations that could lead to further exposure, or control of other personnel, who could also come into contact with an orphan source).

## **Staff training**

The risk of failure of the system protection system can be further mitigated by increasing emergency preparedness through training measures for the staff concerned. In accordance with Section § 91<sup>3</sup>, an operator of equipment for melting, collecting and processing scrap metal shall take measures to locate an orphan source and a worker who may be exposed to ionizing radiation from an orphan source:

- report on the effects of ionizing radiation on the human body,
- learn how to visually recognize an orphan source,
- instruct about orphan source finding or suspicion of its presence,
- Regular training on up the above facts.

If the workplace is equipped with radiometric instruments, training in the operation of radiometric instruments and checking their functionality should be part of the training.<sup>3</sup>

Based on a recommendation SONS (DR – RO – 4.1, revision number 1.0) and as a result of the assessment of the risk of failure of the regime protection system, a thematic plan was drawn up, including a training syllabus (Table 4) and training schedule for the operation of equipment for the collection and processing of scrap metal in the range of two hours.<sup>20</sup> The training syllabus comprises a total of eight thematic units which, by their scope, completely cover the training requirements of the staff of such a facility.<sup>20</sup>

The authors propose to include training in a separate block beyond the mandatory training of employees in the areas of occupational health and safety, fire protection and hazardous waste management. It is recommended that the employee's duty to attend the proposed training at least once a year be recorded in the operating rules of the relevant facility and to record the training in the operating log.

**Table 4: Training syllabus**

<p><b>Topic 1: Ionizing radiation and its effects on humans:</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li>➤ radiation sources (natural, artificial),</li><li>➤ Types of ionizing radiation (<math>\alpha</math>, <math>\beta</math>, <math>\gamma</math>, X, neutron),</li><li>➤ exposure routes (external exposure, body surface contamination, inhalation, ingestion),</li><li>➤ Biological effects of radiation on humans (acute, stochastic).</li></ul>
<p><b>Topic 2: Related legislation:</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li>➤ Law no. 263/2016 Sb., atomic law (§ 91 responsibilities, § 191 offenses),</li><li>➤ Decree no. 422/2016 Sb., on radiation protection and security of the radionuclide source (§ 3 general limits, § 12 – 16 categorization of resources).</li></ul>
<p><b>Topic 3: Technical equipment for radiometric control:</b></p> <p>Adapt content to specific workplace equipment. If a portable radiometric device is used in the workplace, the trainer shall simultaneously train the operator and demonstrate the functionality of the device:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>➤ portable radiometric instruments,</li><li>➤ stationary detection system,</li><li>➤ mobile detection system on handling equipment,</li><li>➤ Passive dosimetry.</li></ul>
<p><b>Topic 4: Visual identification of orphan sources:</b></p> <p>Use image attachment no. 5 recommendation SONS (DR – RO – 4.1):</p> <ul style="list-style-type: none"><li>➤ ionization fire detector sensors,</li><li>➤ industrial gauges and their working containers,</li><li>➤ defectoscopic instruments and their components,</li><li>➤ medical devices and sources,</li><li>➤ transport packaging sets and components therefor,</li><li>➤ chemicals and radioactive paints,</li><li>➤ Warning symbols, signs and signs, shading bricks and semi – chambered chambers.</li></ul>
<p><b>Topic 5: Procedures for detecting and finding orphan sources:</b></p> <p>Use attachments no. 1 and 2 recommendation SONS (DR – RO – 4.1):</p> <ul style="list-style-type: none"><li>➤ diagram of the procedure for capturing an orphan source in a vehicle,</li><li>➤ overview of connections to the locally relevant workplace SONS,</li><li>➤ indicative definition safety zone,</li><li>➤ procedure for finding an orphan source in the facility,</li><li>➤ Radiation protection of individuals.</li></ul>
<p><b>Topic 6: Documentation kept at the workplace:</b></p> <p>Use attachments no 3 a 4 recommendation SONS (DR – RO – 4.1):</p> <ul style="list-style-type: none"><li>➤ record of radioactive material capture,</li><li>➤ internal instructions for the procedure to suspect the capture of an orphan source,</li><li>➤ Information posters.</li></ul>
<p><b>Topic 7: Discussion:</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li>➤ Questions and Answers,</li><li>➤ clarification of ambiguities, etc.</li></ul>
<p><b>Topic 8: Examination, conclusion</b></p>

### **Typical project of collecting yard**

If an orphan source is found inside an area of the facility for melting, collecting and processing scrap metal, and if the original owner is not found within 60 days of discovery, the operator of the facility becomes the owner of that SIR. The operator then bears all the costs associated with the search, safe handover, storage, preparation for further use or disposal of the orphan source.<sup>3</sup>

There is a risk that operators will not take a responsible approach to orphan SIRs precisely because of the potential burden of increased cost of their capture, and will try to meet the requirements<sup>3</sup> very laxly, referring to a tiered approach at their discretion and that the SONS recommendations are not legally binding. It is therefore desirable to take measures to reduce this risk where the power to grant and extend the consent to operate such equipment is located.

Facilities for the recovery, disposal, collection or purchase of waste may be operated only on the basis of a decision of the regional authority granting consent to operate this facility and its operating rules.<sup>2</sup>

According to the Waste Act, the municipality is obliged to set up a system of salvage and collection of waste in its territory and to determine the places where citizens can dispose of sorted and dangerous components of municipal waste. For this purpose, the Zlín Region commissioned a type design of a collecting yard including an accompanying and summary technical report and a draft operating rules for the collecting yard that municipalities or other potential operators can use as a model for their facilities.<sup>21</sup>

Although the document in question is non – binding, the regional authority can assess the degree of its conformity with the issued type project when deciding on an application for a permit to operate. Applicants who are certainly interested in the smooth running of the procedure are aware of this and will try to bring the type project as close as possible.

The authors propose amendments to Annex 5.3 of the type design of the collection yard – „Operating rules of the collecting yard – model“. It is a supplement to information and measures so that the operator of a “small” facility meets the requirements<sup>3</sup> using a graduated approach. The proposed changes for the Zlín Region are shown in the table 5.

The regional authority may create reasonable pressure on existing operators, for example by sending out an information leaflet that will invite the operator to revise the rules of operation with regard to the requirements<sup>3</sup> and recommend an annex to the type design of the collection yard as a model.<sup>21</sup> The revised Operating Rules are then subject to re – approval under Section §14<sup>2</sup>, thereby ensuring its legitimacy and proportionality.

The proposed method does not affect collection yards that are operated by municipalities solely for the needs of citizens of the municipality and are established through a generally binding decree. Such a collecting yard need not be authorized to operate pursuant to Section §14<sup>2</sup>, and if it is not treated with hazardous waste, then neither consent under Section §16<sup>2</sup>. Here the authors recommend that the regional authority appeals directly to the municipal authorities.

**Table 5: Proposal for changes in the operating rules of the collecting yard**

Chapter	Name	Description of changes
1.6	Telephone numbers for emergencies events	<i>At the end of the chapter add:</i> Regional Centre of the State Office for Nuclear Safety Tř. kpt. Jaroše 5, 602 00 Brno, telephone 515 902 771).
6.3	Waste acceptance	<i>In the list of tasks of the authorized worker under „visual inspection of waste“ insert:</i> – If it is a metal waste, check with a manual ionizing radiation detector.
11	Monitoring of plant operation and its impact on the environment	<i>In subchapter 11.1 to the list of operator control activities under „the provision of means of collection...“ add:</i> – Regular monthly inspection of metal waste containers with a manual ionizing radiation detector.
15	Extraordinary and emergency measures	<i>In subchapter 15.1 add to the list of extraordinary or emergency situations during the operation of the collecting yard:</i> – Capture or discovery of an orphan ionizing radiation source.
16	Solution extraordinary and emergency situations	<i>Add a new subchapter:</i> 16.5 Detection or handheld of ionizing radiation source Determining the occurrence of an ionizing radiation source at the acceptance of waste or periodic inspection of the facility requires expert judgment and decision on further action. The case is immediately reported to the SONS Regional Centre by telephone and the finder proceeds according to the instructions of SONS employees. As an immediate precaution, the movement of persons in the safety zone around the source is excluded. Measure the dose equivalent power of the handheld detector along a circle at a distance of 1 – 2 m from the radiation source. The approximate boundary of the safety zone in meters shall be determined as twice the measured value in $\mu\text{Sv}/\text{h}$ ( $\mu\text{Gy}/\text{h}$ ) in the direction from the radiation source through the appropriate measurement point.
17	Operational safety and health protection	<i>In subchapter 17.4 add to the list of PPE:</i> – Passive dosimeter with salt capsule.

## System measures

Unconditional use of hand – held dosimetry instruments for the acceptance of waste in 'small' scrap metal collection and treatment facilities will most likely be achieved only through an amendment to the relevant legal regulation. The acquisition of a dosimeter represents an investment of several tens of thousands of CZK for the operator, regardless of other costs associated with the eventual service of the device. The authors do not assume that this measure will be applied voluntarily by operators. Emergency dosimeter U – RAD 115, which is a part of common instrumentation of units of the Fire Rescue Service of the Czech Republic, can be purchased for about 40 thousand CZK incl. VAT.<sup>22</sup>

Commercial sensitivity devices that are currently used by some outlets in the Zlin Region to search for orphan SIRs, such as a scintillation detector RadEye™ PRD, are in similar prices.

The obligatory obligation of the operator to carry out detection of ionizing radiation at the acceptance of metal waste may be incorporated by the legislature in Annex 2<sup>23</sup>.

To uniquely identify the entity (other than the facility for melting scrap metal) who is required by the provision §91<sup>3</sup>, it would also be appropriate to give its definition egg to<sup>2</sup>.

## Conclusions

The protection of the life and health of workers who work in scrap metal collection sites against the effects of ionizing radiation should be one of the main responsibilities of each landfill site manager. The authors pointed out some factors that would improve the safety and health protection of employees. The most important measures include the introduction of organizational measures in the areas of protection against the effects of ionizing radiation, detection, staff training and operational documentation. It would be a recommendation to equip the operator of the collecting device with an affordable passive dosimeter. Furthermore, the article contains a proposal of training content for the operation of equipment intended for the collection and processing of scrap metal on the proposal of training content. And last but not least, a proposal for changes to the operating rules of the type design of the collection yard. In the area of systemic measures, the authors also considered the desired changes in legal requirements.

## Acknowledgement

This article was created within the project RVO/FLKŘ/2019/001 Project of Excellence of the Institute of Population Protection.

## Literature/References

1. Zákon č. 309/2006 Sb., kterým se upravují další požadavky bezpečnosti a ochrany zdraví při práci v pracovněprávních vztazích a o zajištění bezpečnosti a ochrany zdraví při činnosti nebo poskytování služeb mimo pracovněprávní vztahy. In: *Sbírka zákonů*. 2006, částka 96.
2. Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů. In: *Sbírka zákonů*. 2001, částka 71, s. 4074 – 4113.
3. Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon. In: *Sbírka zákonů*. 2016, částka 102.
4. Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. In: *Sbírka zákonů*. 2016, částka 172.
5. Nález a záchyt radionuklidových zdrojů v zařízeních určených k tavně, shromažďování a zpracování kovového šrotu: DR – RO – 4.1 (Rev.1.0). Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost (2017). Č.j.: SÚJB/OS/20195/2017.
6. PUCHAR, J.: *Radioaktívni odpady v průmyslu* (2016).
7. MAYER, J.: *Ochrana hutní výroby před radioaktivní kontaminací* (2010).
8. Jak postupovat při nálezu jaderného materiálu ve šrotu. Odpady 2/2019 s. 31 – 34 (2019).
9. Control and Management of Radioactive Material Inadvertently Incorporated into Scrap Metal: Proceedings of an International Conference on Control and Management of Radioactive Material Inadvertently Incorporated into Scrap Metal. Vídeň: Mezinárodní agentura pro atomovou energii (2011).
10. Výroční zpráva: Zpráva o výsledcích činnosti státního úřadu pro jadernou bezpečnost a monitorování radiační situace na území České republiky (2009 – 2018). Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost (2018).
11. MUDRA, J.: *Záchyty zdrojů ionizujícího záření v ČR: 16. Mikulášské setkání mladé generace ČNS* 7. – 9. 12. 2016. Husinec – Řež: ÚJV Řež (2016).
12. CHENG, Jing – Jy, Charley YU a David LEPOIRE: RESRAD – RECYCLE: A computer model for analyzing radiation exposures resulting from recycling radioactively contaminated scrap metals or reusing radioactively surface – contaminated materials and equipment. In: *ANL/EAD3*. Illinois: Argonne National Laboratory (2004).
13. CHENG, Jing – Jy, Charley YU, W. Alexander WILLIAMS a William MURPHIE: VALIDATION OF THE RESRAD – RECYCLE COMPUTER CODE. In: *Waste Management Symposium 2002*. Tucson: Argonne National Laboratory (2002).

14. MATZNER, J.: *Radiační ochrana: studijní texty*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích (2011).
15. KLENER, V. a kol.: *Principy a praxe radiační ochrany*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost (2000).
16. AUTORSKÝ KOLEKTIV. *Základy detekce ionizujícího záření*. Radiobiologie (2019).
17. Tisková zpráva Státního ústavu radiační ochrany. Praha: Státní ústav radiační ochrany (2017).
18. Detektor radiace z kuchyňské soli. Tábor: Třípól – časopis pro studenty (2017).
19. Český úspěch: Státní ústav radiační ochrany vyvinul extrémně levný dozimetru na bázi soli. Praha: CZECH NEWS CENTER (2017).
20. JAKUBČÍK, M.: Bakalářská práce. Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně, Uherské Hradiště (2019).
21. Typový projekt sběrného dvora. Zlín: Krajský úřad Zlínského kraje (2005).
22. Hasičský záchranný sbor Libereckého kraje – Zásahový dozimetru URAD PLUS 115. In: *Registr smluv*. Praha: Ministerstvo vnitra (2018).
23. Vyhláška č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady. In: *Sbírka zákonů*. 2001, částka 145.

## **Zkvalitnění ochrany zaměstnanců před ionizujícím zářením z opuštěných zdrojů v zařízeních určených pro shromažďování kovového šrotu**

**Martin JAKUBČÍK<sup>a</sup>, Eleonóra BENČÍKOVÁ<sup>b</sup>, Júlia MIHOKOVÁ JAKUBČEKOVÁ<sup>c</sup>, Miroslav TOMEK<sup>a\*</sup>**

<sup>a</sup> Univerzita Tomáše Bati, Fakulta logistiky a krizového řízení UTB ve Zlíně, Studentské náměstí 1532, 686 01 Uherské Hradiště, Česká republika, e-mail: m\_jakubcik@utb.cz, tomeck@utb.cz

\* korespondenční autor

<sup>b</sup> Ústředná vojenská nemocnica SNP – Fakultná nemocnica, ul. gen. Miloša Vesela 21, 034 26 Ružomberok, Slovenská republika, e-mail: enona@centrum.sk

<sup>c</sup> Fakulta bezpečnostního inžinierstva, Žilinská univerzita v Žiline, Univerzitná 1, 010 26 Žilina, Slovenská republika, e-mail: mihoková@fbi.uniza.sk

### **Souhrn**

*Zajištění bezpečnosti a ochrany zdraví při práci zaměstnanců pracujících v zařízeních určených pro shromažďování kovového šrotu je jednou ze základních povinností každého jejího zřizovatele. Ten musí posoudit všechny rizikové faktory. Jedním z rizikových faktorů je ionizující záření z opuštěných zdrojů při záchytu a manipulaci s kovovým šrotom. Provozovatel zařízení určeného ke shromažďování kovového šrotu musí přijmout taková opatření, které budou pro jeho provoz optimální. Přijatá opatření by měla být volena na základě odstupňovaného přístupu podle charakteru provozu. K těmto opatřením lze zařadit i opatření organizační, technická a systémová. Uvedená opatření jsou předmětem daného článku.*

**Klíčová slova:** kontaminace, kov, odpad, ochrana, radiace, zaměstnanec, záření

# Identifikace nelegálních skládek metodami dálkového průzkumu Země

**Zdeněk SUCHÁNEK, Jiří VALTA, Jaroslav ŘEŘICHA, Jan KRHOVSKÝ**

CENIA, česká informační agentura životního prostředí, Vršovická 1442/65,  
100 10 Praha 10, e-mail: zdenek.suchanek@cenia.cz

## Souhrn

*Z mapování potenciálně kontaminovaných míst metodami dálkového průzkumu Země (DPZ), provedeném na celém území České republiky v letech 2018 – 2019, vyplývají poznatky o jejich územní distribuci. Ze 14 typů indicií kontaminovaných míst v celkovém počtu 17 011 se 5 typů v počtu 10 315 indicií týká různých nelegálních skládek. „Odpadové“ indikce jsou popsány, ilustrovány a charakterizovány z pohledu jejich distribuce. Ke každému typu jsou přiřazeny faktory ovlivňující jejich výskyt. Ze vzájemných korelací změn hustoty jednotlivých typů indicií v území každé obce s rozšířenou působností (ORP) s typem krajiny, počtem obyvatel a celkovou produkcí komunálního odpadu v jednotlivých ORP vyplynulo rozdělení indicií do tří skupin: indikce vázané na průmyslové činnosti, indikce vázané na zemědělské aktivity a indikce související s podezřením na nelegální ukládání odpadu. Vzhledem k řadě dalších faktorů, které existenci kontaminovaných míst, resp. míst nelegálního odkládání odpadů ovlivňují (např. důslednost dohledu místních orgánů nebo sociální skladba obyvatelstva), nejsou korelační koeficienty, až na výjimky, nijak vysoké. Přesto dobře ukazují na oprávněnost stanovení skupin. Korelační koeficienty hustoty „odpadových“ typů indicií s hustotou osídlení mají obdobnou hodnotu jako míra korelace s celkovou produkcí komunálních odpadů.*

**Klíčová slova:** odpady, černé skládky, nelegální skládky, indikce kontaminovaných míst, inventarizace kontaminovaných míst, dálkový průzkum Země

## 1 Úvod

Nelegální skládky představují pestrý soubor typů akumulací odpadů, lišících se velikostí, složením, environmentálním rizikem, původem a způsobem jejich odstranění, sanace nebo rekultivace atd. Pest्रý je také způsob jejich zjišťování – od zaznamenávání pracovníky veřejné správy a aktivisty nevládních organizací po sběr informací od veřejnosti (např. pomocí mobilní aplikace zmapujto.cz). K tomu přistupují i ad hoc projekty, nebo jako v našem případě „vedlejší“ výstup projektu 2. etapy Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM 2), zaměřeného na jiné, ale příbuzné téma – na vyhledávání lokalit s potenciální kontaminací. Projekt NIKM 2 je realizován v období 1. 1. 2018 až 31. 12. 2021.

V prvních šestnácti měsících projektu NIKM 2 byla týmem řešitele projektu (CENIA) realizována úloha lokalizace a interpretace indicií kontaminovaných míst pomocí dálkového průzkumu Země (DPZ). Metodikou vyvinutou v 1. etapě NIKM<sup>1, 2, 3</sup> tým 12 specialistů CENIA systematicky zmapoval území ČR (v členění dle obcí s rozšířenou působností – ORP) v dostupných mapových podkladech (ortofotomapy, topografické mapy, digitální model reliéfu – DMR5G atd.) a pomocí vizuální interpretace zaznamenal zajímavé objekty – indikce kontaminovaných a potenciálně kontaminovaných míst. Celkem bylo zaznamenáno 17 011 indicií přiřazených ke 14 předem stanoveným typům (viz tabulka 1)<sup>3, 4, 5, 6, 7, 8</sup>.

Datová vrstva s těmito indiciemi (tj. dosud nevidovanými lokalitami) se stala součástí výchozí databáze pro celostátní inventarizaci kontaminovaných míst, spolu s existujícími záznamy databáze SEKM – systému evidence kontaminovaných míst, která je spravována Ministerstvem životního prostředí. Indikce kontaminovaných míst zjištěné metodami DPZ tvoří cca 50 % vstupní inventarizační databáze. Od dubna 2019 jsou tyto indikce ověřovány v terénu spolu s dalšími lokalitami, ať ze stávající databáze SEKM, tak novými lokalitami zjištěnými na jednáních s veřejnou správou nebo pocházejících z informací od veřejnosti. Plošnou inventarizaci probíhající po okresech pro agenturu CENIA dodavatelsky zajišťuje sdružení firem –Dekonta, VZ Ekomonitor, GEOTest – NIKM 2.

V článku pojednávané údaje o indiciích a jejich lokalizaci jsou výstupem již ukončené úlohy identifikace indicií kontaminovaných míst pomocí metod DPZ, tj. ve stavu před jejich terénním ověřováním, které je v současnosti v běhu. Terénní práce zahrnují rovněž projednání všech indicií s místní veřejnou správou. U lokalit s identifikovanými akumulacemi odpadů se jako nerelevantní z dalšího šetření vyloučí lokality s povoleným skládkováním nebo povoleným jiným nakládáním s odpady, vč. lokalit s povoleným dočasným skladováním odpadů.

Cílem tohoto příspěvku je informovat odbornou veřejnost o té části našich zjištění, která souvisí s nakládáním s odpady. Jsme přesvědčeni, že získaná data jsou využitelná i v dalších projektech mapování nelegálních skládek, především pro využití ve veřejné správě, např. pro identifikaci a monitorování výskytu, nebo pravděpodobného výskytu akumulací odpadů na zemském povrchu, vč. dodržování podmínek povolení dočasného skladování odpadů.

..

## 2 Experimentální část

Úloha lokalizace a interpretace indicií kontaminovaných míst pomocí metod DPZ v rámci projektu NIKM 2 vycházela mj. z již zobecněné zkušenosti, že znečišťující látky rizikové pro lidské zdraví a životní prostředí se vyskytují jak v objektech, kde se znečišťujícími látkami nakládalo, tak v sekundárních lokalitách na povrchu i v podzemí. V povrchových výskytech jde jak o akumulace nebezpečných odpadů, tak o výskyt znečišťujících látek v akumulacích ostatních i inertních odpadů. Rizikové znečišťující látky bývají vázány na akumulace odpadů pocházejících z průmyslových, zemědělských a vojenských aktivit, z různých stavebních činností a také od obyvatelstva (komunální odpady). Předmětem inventarizace kontaminovaných míst jsou jak již evidované lokality s rizikovou kontaminací (vč. tzv. starých ekologických zátěží), tak nově identifikované lokality s hodnotitelnou mírou kontaminačního rizika.

Výstup z úlohy lokalizace a interpretace indicií kontaminovaných míst jsme využili pro formulování představy o distribuci těch typů lokalit, které jsou pozorovatelné metodami DPZ, a které úzce souvisejí s nelegálními způsoby nakládání s odpady. Východiskem pro další vývody stran distribuce těchto lokalit je pohled právních předpisů na jejich „legalitu“.

### 2.1 Nelegální skládky z pohledu právních předpisů

Ačkoli je problematika nelegálních skládek stále významným problémem výrazně zatěžujícím rozpočty municipalit, stávající právní úprava v podobě zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech<sup>9</sup>, nijak nelegální odkládání odpadů komplexně neupravuje. Stávající zákon č. 185/2001 Sb.<sup>9</sup> stanoví pouze povinnosti původců odpadů, kteří jsou za odpad zodpovědní do doby jeho předání, a tedy i změně vlastnického práva, oprávněné osobě, kterou je subjekt s povolením vydaným krajským úřadem. Potom všechny povinnosti původce odpadů přecházejí na příslušnou oprávněnou osobu.

Z hlediska právní úpravy jsou definovány skládky odpadů (kategorie S – inertní odpad, S – ostatní odpad, S – nebezpečný odpad), které jsou povoleny podle zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech<sup>9</sup>, resp. podle zákona č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci<sup>10</sup>. Setkávat se také můžeme s deponiemi, např. stavebních odpadů, případně deponiemi nebo soustřeďovacími či shromažďovacími místy, nejčastěji v průmyslových areálech. Tato místa slouží pro dočasné uskladnění odpadů do doby jejich předání oprávněné osobě. Takováto zařízení nejčastěji disponují povolením podle zákona č. 185/2001 Sb.<sup>9</sup>, případně mohou být jako součást vedlejších činností povoleny v integrovaném povolení vydaném podle zákona č. 76/2002 Sb<sup>9</sup>. Deponie zemin, pokud zeminy nejsou zařazeny do režimu odpadů, mohou být také povoleny podle zákona č. 183/2006 Sb., stavební zákon<sup>11</sup>. Všechna tato výše uvedená „odpadová“ zařízení musí být vybavena, s výjimkou skládek kategorie S – inertní odpad, technickými bariérami proti úniku závadných látek do okolního prostředí a provozována v souladu s vydaným povolením. Existuje seznam povolených odpadů, které mohou být do zařízení přijímány, přijaté odpady musí být evidovány, evidence archivována a jsou definovány postupy nakládání s odpady a v nějaké formě probíhá monitoring vlivu zařízení na okolní prostředí.

Naopak **nelegální skládky** definovány nejsou a v krajině se mohou vyskytovat zcela nahodile. U nich není patrné, jaké odpady byly uloženy, nejsou známy jejich vlastnosti, a především nejsou vybaveny

technickými bariérami pro zamezení úniku znečišťujících látek do okolního prostředí. V důsledku toho dochází k postupnému šíření případné kontaminace do okolí. V předchozí právní úpravě zákona o odpadech (zákon č. 125/1997<sup>12</sup>), který byl v účinnosti do 1. ledna 2002, byla stanovena odpovědnost vlastníků pozemků odstranit nelegálně odložený odpad v případě, že nedojde ke zjištění viníka. Současně platná legislativa toto ustanovení nemá. K alespoň částečné nápravě závadného stavu jsou tak využívány nepřímé nástroje uvedené v zákoně č. 254/2001 Sb., vodní zákon<sup>13</sup> a zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny<sup>14</sup>.

V současné době je připraven Ministerstvem životního prostředí nový balíček „odpadových“ zákonů, který právě prochází legislativním procesem. V návrhu je nově stanovena povinnost vlastníka pozemku následovně: pokud zjistí nezákonné soustředěný odpad na svém pozemku, musí na tuto skutečnost neprodleně upozornit úřad obce s rozšířenou působností, v jehož správním obvodu je pozemek umístěn. Úřad bude na základě tohoto oznámení povinen se pokusit zjistit jeho vlastníka. Pokud se to nepodaří, vyzve úřad vlastníka pozemku k odklizení odpadu a jeho předání oprávněné osobě do 30 dnů od doručení výzvy. V odůvodněných případech může obecní úřad obce s rozšířenou působností stanovit delší lhůtu k odklizení odpadu a jeho předání do zařízení určeného pro nakládání s odpady.

Problematika „černých skládek“ je poměrně častým tématem v publicistice a mediích a je předmětem různých ohlašovacích nástrojů a kampaní (zmapujto.cz, Uklidme svět / Uklidme Česko, Mobilní rozhlas, ...) <sup>15</sup>. Pro problematiku vyhledávání míst s rizikem kontaminace vod a horninového prostředí nebo lokalit s nelegálním skládkováním však tyto nástroje sběru informací postupně přestávají být účinné, neboť pozornost ohlašovatelů se v poslední době soustředuje především na drobný nepořádek ve veřejném prostoru a v krajině, na výmoly na komunikacích a poškozování veřejné infrastruktury (osvětlení, dopravní značky apod.). Z uvedených zdrojů, tj. internetových nebo mobilních aplikací pro nahlašování nálezů občany, pochází v našem sběru informací jen několik lokalit.

Stavební a demoliční odpady a výkopové hmoty z realizovaných staveb nebo demolic (skupina odpadů č. 17 podle Katalogu odpadů<sup>16</sup>) představovaly pro interpretaci indicií kontaminovaných míst specifický problém. Z pohledu kontaminačního rizika jsme sledovali především podezřelé využití výkopových hmot (zemín) na terénní úpravy mimo stavební pozemky, kdy takové patrně nepovolené (nelegální) deponování mohlo překrýt původní kontaminované místo (např. starou skládku), nebo kdy nebezpečný odpad mohl být do takové deponie zakomponován při ukládání. Příklad deponování výkopových hmot je uveden na obrázku 1. Jako indikátory kontaminovaného místa jsme takové deponie označovali pouze tehdy, když byly k dispozici další příznaky (např. ze starších ortofot) nebo doplňkové informace (od orgánů veřejné správy nebo od obyvatel).



Obrázek 1: Příklad deponování výkopových hmot mimo stavební pozemek

## 2.2 Mapování indicií kontaminovaných míst

V rámci úlohy sběru indicií pomocí metod DPZ bylo prioritním cílem zajistit pro terénní šetření dostatečný soubor indicií kontaminovaných míst distančními metodami s tím, že budou posléze jinými týmy rekognoskovány v terénu.

Základní mapovací a interpretační metoda spočívá v procházení map v prostředí GIS aplikace (použili jsme QGIS pod licencí GNU) a identifikování (interpretování) jednotlivých lokalit s jejich přiřazením k předem zvoleným 14 typům. Technický postup zahrnoval celoplošnou systematickou vizuální interpretaci obsahu aktuální a historické letecké fotomapy. Postup byl doplněn podrobnou interpretací moderního výškopisného podkladu DMR5G, který je reálným obrazem skutečného tvaru terénu. Interpretace byla zaměřena na nalezení dosud neznámých potenciálně kontaminovaných míst. Pro daný účel bylo tedy portfolio základních podkladů doplněno o řadu dalších speciálních vrstev. Jedná se celkem o 26 fotomap z různých období, výškopisná data, geografické a katastrální mapy ČÚZK a několik vrstev popisujících známé zdroje kontaminace (záznamy SEKM) a možná rizika.

Každá indicie nalezená při interpretaci fotomapy byla konfrontována s informacemi v pomocných podkladech a zaznamenána byla pouze v případě, kdy nebyla ztotožněna se žádným již známým objektem z evidence kontaminovaných míst. Pro zvýšení spolehlivosti byl pořízený soubor následně podroben revizní interpretaci jinou osobou. Smyslem této revize bylo optimalizovat kvalitu i množství nalezených indicií v souladu se záměry projektu. Dokončená vrstva indicií DPZ byla následně předána k terénnímu šetření.

Z 17 011 identifikovaných indicií kontaminovaných míst (14 typů) se 60,6 %, tj. **10 315 indicií**, týká pěti typů indicií s výskytem nebo pravděpodobným výskytem odpadů s potenciální přítomností kontaminace (typy c, p, l, r, t) – viz tabulka 1.

Kód	Typ indicie	Počet indicií		Hustota indicií na 100 km <sup>2</sup>	
		všechny typy	„odpadové“ typy	všechny typy	„odpadové“ typy
a	průmyslový areál s vlivem na ŽP	811		1,03	
b	brownfield průmyslový	388		0,49	
c	černá skládka	365	365	0,46	0,46
h	polní hnojiště	1902		2,41	
j	silážní jáma	463		0,59	
l	opuštěný lom	641	641	0,81	0,81
o	opuštěný objekt	486		0,62	
p	podezření na černou skládku	7540	7540	9,56	9,56
r	objekt indikovaný reliéfem (DMR5G)	753	753	0,95	0,95
s	objekty SEKM s novou indicií	320		0,41	
t	tovární skládka v areálu podniku	1016	1016	1,29	1,29
v	vrakoviště	1149		1,46	
z	opuštěný zemědělský objekt – zemědělský brownfield	1045		1,33	
n	neurčeno, jiný typ	132		0,17	
<b>CELKEM za typy c, l, p, r, t</b>			<b>10 315</b>		<b>13,22</b>
<b>CELKEM</b>		<b>17 011</b>		<b>21,79</b>	

Tabulka 1: Souhrnné údaje identifikovaných indicií podle jejich typů

Jedna indicie jakéhokoli typu připadá v inventarizované ploše 77 990 km<sup>2</sup> (území ČR bez vojenských výcvikových prostorů) na 4,6 km<sup>2</sup>. Jedna indicie „nelegální skládka“ připadá na 7,6 km<sup>2</sup>.

Z průběžných výsledků probíhající národní inventarizace, po dokončení inventarizace na cca 25 % plochy ČR v 18 okresech k 31. 12. 2019, se ukazuje, že z prověřených indicií kontaminovaných míst

bylo cca 10 % zapsáno do databáze SEKM jako kontaminované místo s vyhodnocenou prioritou. Indicie jsou vizuálně rekognoskovány a fotograficky dokumentovány na místě. Většina z tzv. vyloučených indicí (tj. těch, u nichž se nepředpokládá kontaminační riziko) i nadále představuje lokalitu s charakterem nelegálního ukládání odpadů.

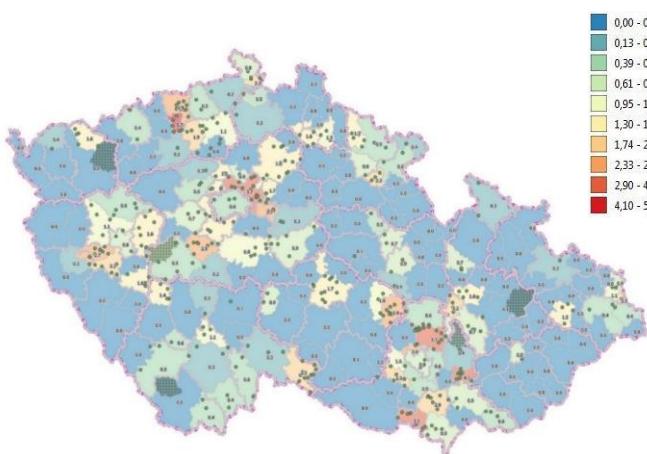
## 2.3 Lokalizace a distribuce jednotlivých typů indicí souvisejících s problematikou nakládání s odpady

Zájmové typy „odpadových“ indicí níže popisujeme z pohledu jejich charakteristik a z pohledu distribuce na území ČR. V mapách jsou vyneseny bodově a pro znázornění územní distribuce jsou pro jednotlivé ORP vyhodnoceny jejich počty v parametru počtu indicí na 100 km<sup>2</sup>. U některých typů indicí ilustrujeme jejich vizuální podobu v ortofotomapě, ve vrstvě DMR5G nebo terénní fotografií. Na závěr popisu každého typu indicie uvádíme předpokládané faktory, které dle názoru interpretátorů ovlivňují výskyt indicí daného typu.

### 2.3.1 Distribuce indicí typu „c“ – Černá skládka

Lokalita musí mít minimální rozsah plochy cca 20 m<sup>2</sup> s objemem přibližně nákladu traktorového valníku. V případě, že při interpretaci nebylo možné s vyšší mírou jistoty označit lokalitu jako černou skládku, byl pro takové případy použit typ indicie „p“, který tvořil většinu (73 %) „odpadových“ indicí, a také největší díl (44 %) všech indicí. Patří sem rozsáhlé neregistrované navážky všech možných druhů odpadu na nepovolená stanoviště, s povrchovou strukturou fůr složených z nákladních aut i menších přepravních prostředků, často se vyskytují i drobnější pohozené předměty, jako nábytek, vyřazené stroje, rozbité kočárky apod. Často je patrná snaha o schování těchto skládek např. za vegetaci mimo hlavní cesty.

Distribuce indicí typu „c“ na území ČR je zobrazena na obrázku 2. Tento typ indicie byl použit pouze tam, kde bylo přítomno více příznaků naznačujících existenci nelegální skládky (větší plocha, povrchová struktura, znaky dlouhodobějšího ukládání, příjezdové cesty apod.) – příklad na obrázku 3. Pokud se lokalita projevovala menším počtem nebo jen jedním z podpůrných příznaků, označuje se jako blízký typ indicie „p“ podezření na černou skládku). Výrazně zvýšená hustota indicí „c“ je v zalidněných ORP a poblíž velkých měst.



Obrázek 2: Distribuce indicí typu „c“ (hustoty indicí v ORP na 100 km<sup>2</sup>)



Obrázek 3: Příklad černé skládky na aktuální ortofotografii

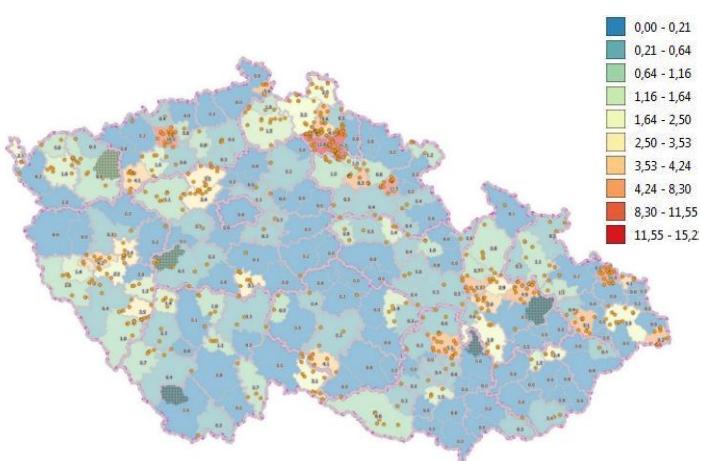
Předpokládané faktory, které ovlivňují výskyt indicí typu „c“ jsou:

- ekonomicko-politický vývoj v konkrétní oblasti;
- kontrola místními orgány;
- environmentální povědomí obyvatelstva.

### 2.3.2 Distribuce indicií typu „I“ – lomy

Jako indicii „I“ jsme označovali opuštěný lom (štěrkovnu, pískovnu, hliník apod.), v jehož areálu je, nebo může být, nelegální skládka, nebo jiný typ kontaminovaného místa. Vyskytuje se v otevřené krajině i pod vegetačním krytem, kde ho lze snadno odhalit díky mapovací technologii laserového skenování, jímž byl vytvořen digitální model reliéfu DMR5G. Distribuce indicií typu „I“ je zobrazena na obrázku 4. Příklad indicie „I“ v ortofotomapě je uveden v obrázku 5. Indicie opuštěných lomů s potenciálem nelegálního skládkování, identifikované pouze v této mapové vrstvě DMR5G, byly značeny jako typ „r“ (viz dále). Z nalezených lokalit byly vyloučeny činné lomy bez známek ukládání odpadů nesouvisejících s těžbou, a dále opuštěné objekty, které nejsou zarostlé a nejsou v nich na ortofotomapách vidět akumulace odpadů.

Výrazně zvýšené hustoty indicií typu „I“ nejsou oproti předpokladům vázány na geologické charakteristiky ORP, ale na individuální přístup (preference) některých hodnotitelů podle jejich odborného založení (geologové identifikovali nepoměrně více indicií „I“ než ostatní hodnotitelé).



Obrázek 4: Distribuce indicií typu „I“ (hustoty indicií v ORP na 100 km<sup>2</sup>)



Obrázek 5: Indicie „I“ – opuštěný lom s černou skládkou

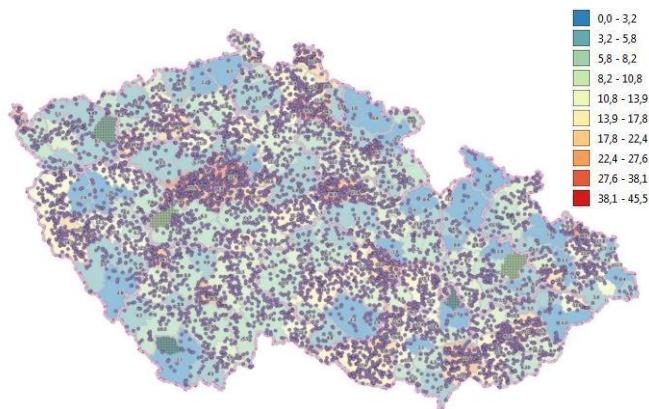
Hustota indicií typu „I“ nevykazuje žádnou významnou korelací s hustotou obyvatel v ORP ani s celkovou produkcí evidovaných komunálních odpadů v ORP.

Předpokládané faktory, které ovlivňují výskyt indicií typu „I“ jsou:

- geologický podklad;
- přístupnost (vzdálenost od sídel, přístupové cesty, morfologie terénu);
- produkce odpadů místním průmyslem;
- chování / environmentální povědomí místních obyvatel;
- kontrola místními orgány;
- typ krajiny.

### 2.3.3 Distribuce indicií typu „p“ – podezření na černou skládku

Tato indicie je podobná indicii typu „c“, na rozdíl od něho však indicii nelze jednoznačně označit jako černou skládku, neboť evidentně existujícímu objektu nelze přiřadit další podpůrné příznaky. Zpravidla jde o odlehlejší místo v otevřené krajině nebo na kraji obce, často u cest, u vodního toku či vodní plochy. Často to jsou překryté terénní útvary, které morfologicky a pozicí v terénu naznačují, že tam může být zarostlý nebo zakrytý nebezpečný odpad, který by mohl kontaminovat např. podzemní vodu. Výjimečné nejsou ani případy postupného zasypávání malých potoků a struh odpadovým materiélem. Distribuce indicií typu „p“ je zobrazena na obrázku 6. Příklad indicie „p“ v ortofotomapě a fotodokumentací in situ je uveden na obrázku 7.



Obrázek 6: Distribuce indicií typu „p“ (hustoty indicií v ORP na 100 km<sup>2</sup>)



Obrázek 7: Příklad indicií typu „p“ – v aktuálním ortofotu a fotodokumentace na místě

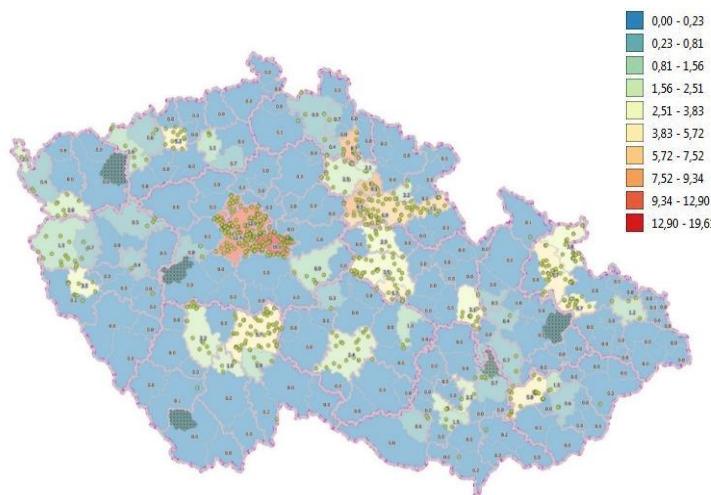
V mapách je vidět větší koncentrace v hustěji osídlených oblastech s vyšším podílem průmyslu. Nejméně indicií je podle očekávání v horských oblastech a v řídce osídlených lesnatých partiích.

Předpokládané faktory, které ovlivňují výskyt indicií typu „p“ jsou:

- produkce odpadů místním průmyslem;
- podíl bydlení v bytových domech a v rodinných domcích;
- hustota individuálních rekreačních objektů;
- rozsah individuální výstavby (ukládání výkopové zeminy);
- hustota obyvatel;
- chování / environmentální povědomí místních obyvatel;
- kontrola místními orgány;
- typ krajiny;
- celková produkce komunálních odpadů;
- sociálně znevýhodněné oblasti.

### 2.3.4 Distribuce indicií typu „r“ – reliéfní objekty vytipované ve vrstvě DMR5G

Jedná se obvykle o objekt, který nebyl rozpoznán na žádné fotomapě, ale je zřetelný na produktu DMR5G jako umělý útvar na terénním reliéfu. Tyto anomální útvary se projevují na uměle vystínovaném modelu terénu jako vyvýšeniny, sníženiny, jámy, haldy, navážky materiálu nebo zavážky např. koryt menších toků apod. Ve vrstvě DMR je vidět i v hustých lesích velké množství terénních útvarů, které by mohly korespondovat s navážkami nebo skládkami (pozitivní reliéf) nebo s depresemi, což jsou místa, které mohou svádět k ukládání odpadů. Pro tuto indicii je charakteristická nerovnoměrná distribuce – viz obrázek 8. Příklad indicie „r“ v ortofotomapě a v náhledu DMR5G je uveden na obrázku 9.



Obrázek 8: Distribuce indicií typu „r“ (hustoty indicií v ORP na 100 km<sup>2</sup>)



Obrázek 9: Příklady idicie typu „r“ – vlevo v aktuálním ortofotu a v pravo v náhledu DMR5G

Na území zhruba 60 % ORP nejsou zaznamenány žádné indicie „r“. Největší hustoty jsou v ORP Říčany (19,6) a v Hlavním městě Praha (12,9). Ve většině ORP indicie „r“ zcela chybí, extrémní hustoty jsou soustředěny do ORP zpracovávaných hodnotitelem, který má s interpretací reliéfu z práce v DMR zkušenosť.

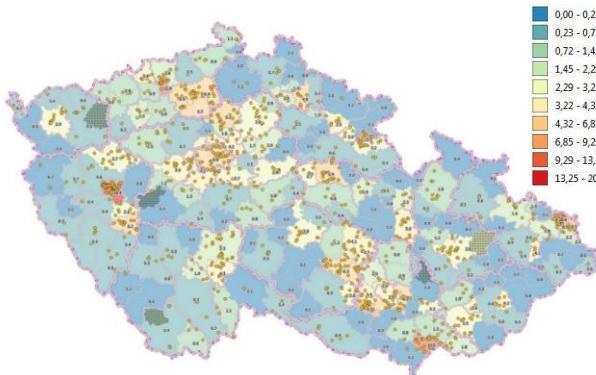
Předpokládané faktory, které ovlivňují výskyt indicií typu „r“ jsou:

- četnost těžebních objektů;
- četnost zarostlých nebo zahrnutých skládek nezařazených do SEKM.

### 2.3.5 Distribuce indicií typu „t“ – tovární skládky

Tento typ je nejčastěji tovární skládkou nebo skládkou kalů v areálu podniku nebo v jeho blízkosti. Častý je výskyt v areálech některých provozovaných průmyslových podniků, u nichž je podle výskytu většího nepořádku na odstavných a skladovacích plochách na první pohled patrné, že nejsou v dobré ekonomické kondici. Nezahrnuli jsme lokality a místa již evidované v SEKM nebo skládky a jiné depozity v areálech evidentně dobře fungujících podniků (např. s integrovaným povolením činnosti).

Distribuce indicií „t“ (viz obrázek 10) poměrně dobře odpovídá rozložení průmyslových a průmyslově zemědělských oblastí na území ČR. V „přírodních“ oblastech je tento typ v souladu s očekáváním zastoupen spíše výjimečně. Příklad indicie „t“ v ortofotomapě je uveden na obrázku 11.



Obrázek 10: Distribuce indicií typu „t“ (hustota indicií v ORP na  $100 \text{ km}^2$ )



Obrázek 11: Příklad indicií typu „t“ – skládka stavebního odpadu v areálu podniku

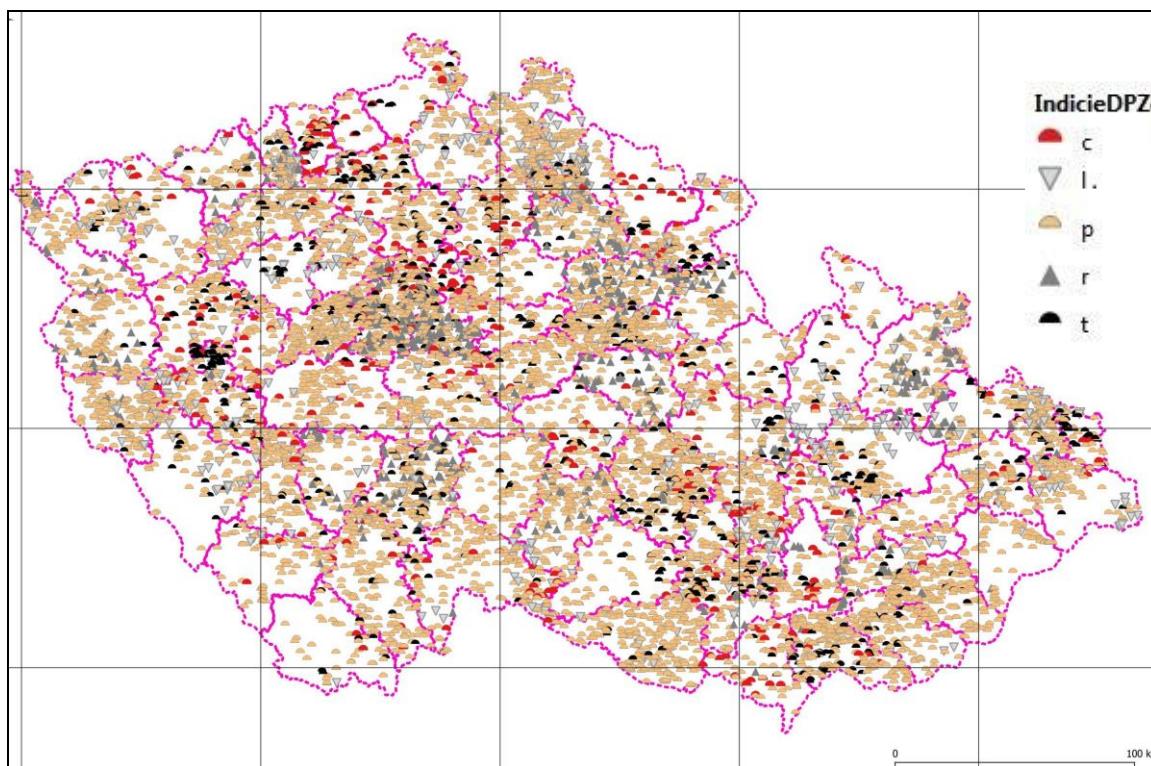
Předpokládané faktory, které ovlivňují výskyt indicií typu „t“ jsou:

- existence průmyslové oblasti;
- přístupnost po komunikacích;
- produkce odpadů místním průmyslem;
- chování / environmentální povědomí místních obyvatel;
- kontrola místními orgány;
- možná souvislost s okolními skládkami a dalšími objekty včetně lokalit evidovaných v SEKM.

### 2.3.6 Celková distribuce skupiny typů indicií c, p, l, r, t

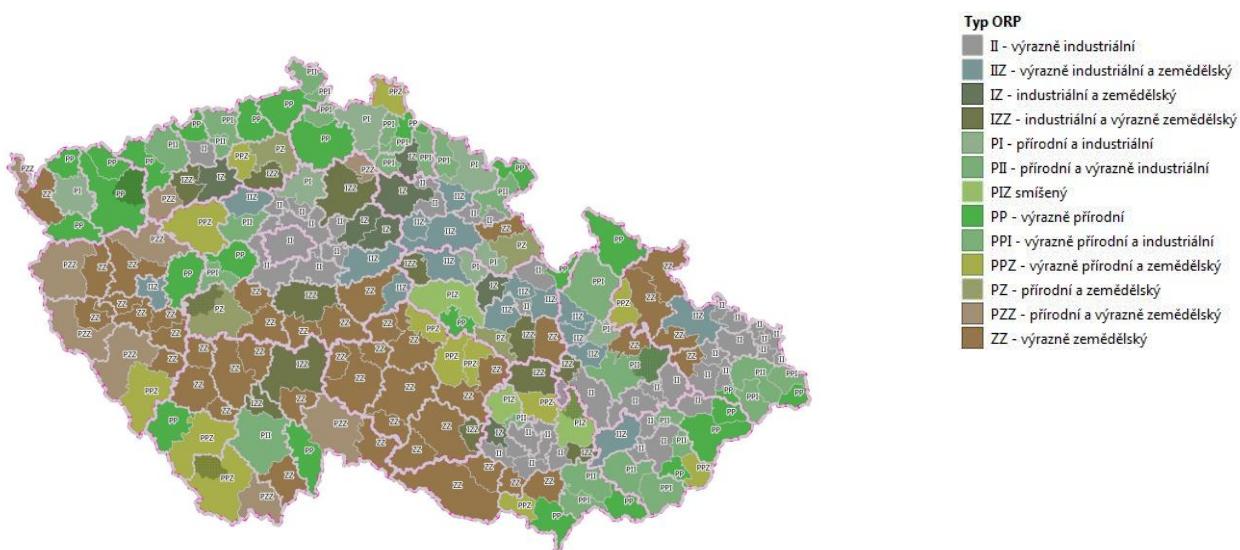
V obrázku 12 jsou bodově vyneseny „odpadové“ indicije v grafickém rozlišení dle typů. I v tomto „kumulativním“ pohledu je zjevná nerovnoměrná distribuce indicií. Mimo zjevné vyšší koncentrace indicií do oblastí s větší hustotou obyvatelstva a vyšší hospodářskou aktivitou lze vysledovat i náhlé poklesy hustoty indicií ve srovnání mezi sousedními okresy (např. okr. Třebíč, Rakovník), přestože jde o stejné nebo obdobné krajinné typy.

Přes snahu o normalizaci výkonu interpretátorů prostřednictvím druhé (revizní) interpretace může jít o vliv subjektivního přístupu k interpretaci. Práce však probíhaly po územích ORP, přičemž se interpretátorem nepřidělovaly sousedící ORP. Tyto rozdíly mohou mít i jinou příčinu. Jednou z možností je souvislost výskytu indicií s mírou dohledu veřejné správy nad problematikou nelegálního skládkování. Předpokládáme přitom, že přístup úředníků veřejné správy v rámci jednoho okresu je podobnější než přístup např. mezi úředníky ORP z různých okresů.



**Obrázek 12: Celková distribuce skupiny typů indicií souvisejících s nelegálním ukládáním odpadu (c, p, l, r, t); celkem 10 315 indicií**

Mimo vyhodnocení distribuce indicií jednotlivých typů na území ČR (viz výše) jsme studovali vazbu hustot indicií na typy území, které byly stanoveny v 1. etapě projektu NIKM jako podklad pro výběr testovacích území<sup>17</sup>. Jednotlivé typy krajiny (prírodní, průmyslový a zemědělský typ) byly v roce 2009 stanoveny na podkladě datových zdrojů Hustota obyvatelstva (ČSÚ), CORINE (klasifikace krajinného pokryvu), Chráněné oblasti (AOPK) a Systém evidence kontaminovaných míst (SEKM, databáze MŽP). Pro účely analýz distribuce indicií kontaminovaných míst byly tyto typy území transformovány (s určitou mírou generalizace) pro jednotlivá území ORP<sup>8</sup> – viz obrázek 13.



**Obrázek 13: Typologie území ORP v členění na přírodní, průmyslový a zemědělský typ krajiny<sup>8</sup>**

Následnou analýzou byl sledován vliv vybraných socioekonomických faktorů (typu krajiny, hustoty osídlení a produkce komunálního odpadu<sup>18</sup>) na hustotu jednotlivých typů indicií v ORP.

### 3 Výsledky a diskuse

#### 3.1 Vztahy mezi distribucemi jednotlivých typů indicií

Metodami popisné statistiky a korelační analýzy jsme vyhodnotili závislosti distribuce sledovaných typů indicií na kvantifikovatelných faktorech. Statistická hodnocení byla rovněž použita pro odhad míry vlivu individuálních preferencí při interpretaci indicií a pro posouzení účinnosti standardizace při revizi.

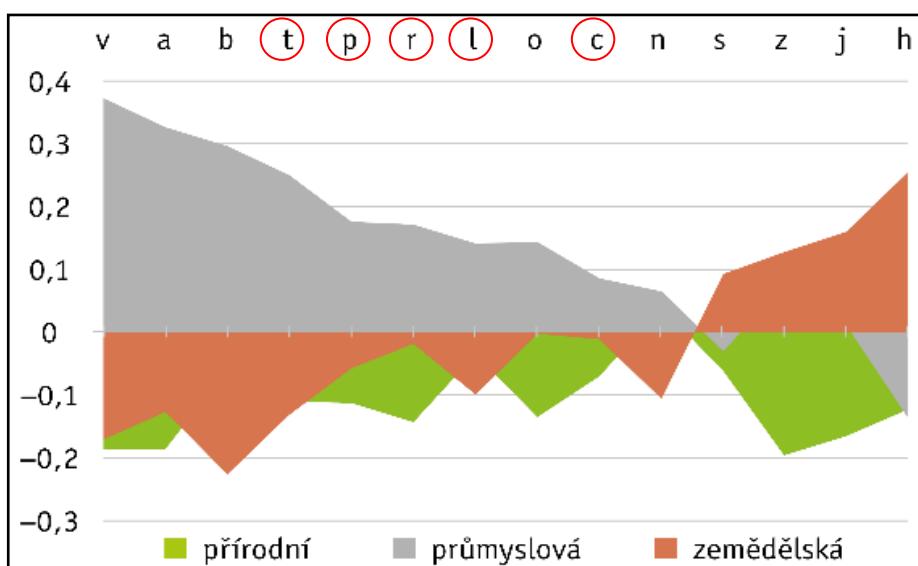
Ze vzájemných korelací změn hustoty jednotlivých typů indicií mezi ORP s převažujícím typem krajiny, počtem obyvatel<sup>19</sup> a celkovou produkcí komunálního odpadu v jednotlivých ORP<sup>18</sup> vyplynulo rozdělení indicií do tří skupin:

- skupina typů indicií vázaných na průmyslové aktivity (a, b, v)
- skupina typů indicií vázaných na zemědělské aktivity (h, j, z)
- skupina typů indicií souvisejících s podezřením na ukládání odpadu v rozporu s platnými předpisy (c, p, l, r, t).

Vzhledem k řadě dalších faktorů, které existenci kontaminovaných míst, resp. míst nelegálního odkládání odpadů ovlivňují (např. důslednost dohledu místních orgánů nebo sociální skladba obyvatelstva), nejsou korelační koeficienty, až na výjimky, nijak vysoké, ale přesto dobře ukazují na oprávněnost jejich stanovení a potvrzují předpokládané závislosti.

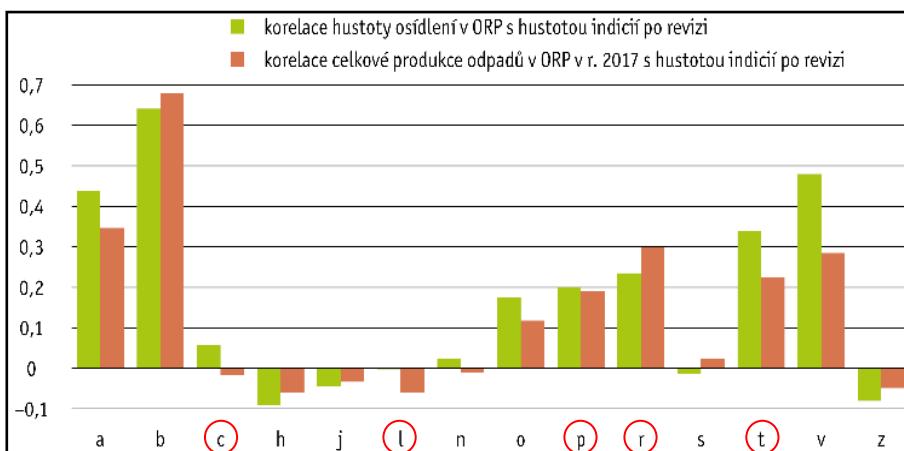
#### 3.2 Vazby na socioekonomické charakteristiky území

Indicie související s průmyslovými aktivitami (a, b, v) mají nejvýraznější pozitivní korelaci s vyšším podílem průmyslového typu krajiny a indicie související se zemědělskou činností pozitivně korelují s převládajícím zemědělským typem krajiny – viz obrázek 14. Obě tyto skupiny indicií jsou negativně korelovány s přírodním typem krajiny. Soulad změn hustoty jednotlivých typů indicií s nezávisle vymezenými typy krajiny potvrzuje relevantnost dosažených výsledků. Kromě dvou uvedených skupin lze vymezit i třetí skupinu indicií spojených s ukládáním odpadu v terénu (c, p, r, l, t), která má s průmyslovým typem krajiny pozitivní korelaci, byť méně významnou ve srovnání se skupinou „průmyslových“ indicií (a, b, v).



Obrázek 14: Korelace hustoty indicií s podílem typů krajiny v ORP<sup>7</sup>  
(osa x – typy indicií, v červeném kroužku jsou „odpadové“ indicie; osa y – míra korelace mezi hustotou jednotlivých typů indicií v ORP a podílem typů krajiny v ORP; barevná pole – typy krajiny – přírodní, průmyslové a zemědělské)

Dalšími faktory, které mohou ovlivňovat hustotu jednotlivých typů indicií je hustota osídlení a celková produkce komunálních odpadů<sup>18</sup> v jednotlivých ORP. Korelace hustot s těmito faktory je vynesena do grafu na obrázku 15.



Obrázek 15 Korelace hustoty osídlení a produkce komunálních odpadů v ORP s hustotou indicií<sup>6</sup> (osa x – typy indicií, v červeném kroužku jsou „odpadové“ indicije; osa y – míra korelace)

Korelační koeficienty hustoty jednotlivých typů indicií s hustotou osídlení mají obdobnou hodnotu jako míra korelace s celkovou produkcí komunálních odpadů. Odpovídá to očekávané velmi vysoké míře korelace počtu obyvatel<sup>19</sup> s celkovou produkci komunálních odpadů ( $r=0,96$ ).

## 4 Závěry

Metody DPZ již dnes umožňují efektivně a cíleně vyhledávat a monitorovat místa výskytu, resp. skládkování odpadů.

Prostorová analýza distribuce distančně zjištěných míst výskytu akumulací odpadů s potenciálním kontaminačním rizikem, vč. lokalit nelegálního skládkování, je statisticky vyhodnotitelná ve vazbě na základní typologii území a na vybrané socio-ekonomicke charakteristiky území:

- indicie související s průmyslovými aktivitami mají výraznou pozitivní korelací s „průmyslovým“ typem krajiny;
- indicie související se zemědělskou činností pozitivně korelují se „zemědělským“ typem krajiny;
- obě výše uvedené skupiny indicií jsou negativně korelované s „přírodním“ typem krajiny;
- skupina indicií spojených s nelegálním ukládáním odpadu má s průmyslovým typem krajiny rovněž pozitivní korelací, ale méně významnou ve srovnání se skupinou „průmyslových“ indicií;

Korelační koeficienty hustoty „odpadových“ typů indicií s hustotou osídlení mají obdobnou hodnotu jako míra korelace s celkovou produkci komunálních odpadů.

Vazba četnosti a distribuce zjištěných typů akumulací odpadů s potenciálním kontaminačním rizikem, vč. lokalit skládkování, na výkonnost, resp. bdělost veřejné správy je pouze předpokládána, mohla by však být perspektivním tématem dalšího výzkumu.

Využití metod DPZ, např. interpretace ortofotomap pořízených celorepublikově minimálně jednou za rok, může být pro příslušné odborné referenty a činitele veřejné správy také vhodným způsobem monitoringu např. plnění podmínek povolení dočasného skladování.

## Seznam symbolů

DMR	Digitální model reliéfu
DPZ	Dálkový průzkum Země
NIKM	Národní inventarizace kontaminovaných míst
ORP	Obec s rozšířenou působností
SEKM	Systém evidence kontaminovaných míst

## Poděkování

Děkujeme CENIA, české informační agentuře životního prostředí za umožnění publikování tohoto příspěvku vypracovaného za podpory z Dlouhodobé koncepce rozvoje výzkumné organizace CENIA na období 2018 – 2022. Podkladové analýzy byly vypracovány v rámci řešení projektu 2. etapa Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM 2, 2018 – 2021) spolufinancovaného z fondů Evropské unie – z Fondu soudržnosti v rámci Operačního programu Životní prostředí (oblast podpory 4.2. – Odstraňování starých ekologických zátěží)

## Literatura

1. Doubrava P., Suchánek, Z., Roušarová, Š., Řeřicha, J.: *Možnosti využití historické ortofotomapy pro vizuální interpretaci současné ortofotomapy v rámci metodické fáze přípravy terénních prací projektu Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM)*. Sborník konference Sanační technologie XIII (bez editora). Třeboň, Vodní zdroje Ekomonitor, ISBN 978 – 80 – 86832 – 51 – 7, 2010, s. 17 – 22.
2. Doubrava P., Jirásková L., Petruchová J., Roušarová Š., Řeřicha J., Suchánek Z.: *Metody dálkového průzkumu v projektu Národní inventarizace kontaminovaných míst*. CENIA, česká informační agentura životního prostředí, ISBN: 978 – 80 – 85087 – 91 – 8, Praha, 2011.
3. Suchánek Z.: *2. etapa národní inventarizace kontaminovaných míst*. Projektová dokumentace pro OPŽP, manuskript, CENIA, česká agentura životního prostředí, Praha, 2017, s. 1 – 126.
4. Suchánek Z., Řeřicha J.: *Update of the methodology for raster data interpretation (remote sensing) for detecting clues of contamination within the contaminated sites inventory project*. Proceedings of International Conference Contaminated Sites 2016 (bez editora), Bratislava, 2016, s. 69 – 74.
5. Suchánek Z., Řeřicha J., Krhovský J.: *Specification of the methodology for the review of clues of contaminated sites obtained with the use of remote sensing*. Slovak Environment Agency. International Conference Contaminated sites 2018 (bez editora), Banská Bystrica 8–10 October 2018, ISBN: 978 – 80 – 89503 – 90 – 2, 2018, s. 67 – 71.
6. Suchánek Z., Řeřicha J., Krhovský J.: *Distribuce identifikovaných indicií kontaminovaných míst na území ČR*. Sborník konference Sanační technologie XXII (bez editora), 23. – 24. května 2019, Uherské Hradiště, ISBN 978 – 80 – 88238 – 14 – 0, Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o., Chrudim, 2019, s. 70 – 76.
7. Řeřicha J., Krhovský J., Suchánek Z.: *Statistické výsledky identifikace indicií kontaminovaných míst pomocí metod DPZ na území ČR*. Plakátové sdělení. Sborník konference Sanační technologie XXII (bez editora), 23. – 24. května 2019, Uherské Hradiště, ISBN 978 – 80 – 88238 – 14 – 0, Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o., Chrudim, 2019, s. 169 – 171.
8. Suchánek Z., Řeřicha J., Krhovský J.: *Výsledky úlohy identifikace indicií kontaminovaných míst na území ČR metodami DPZ*. Sborník konference (bez editora), Slovenská agentúra životného prostredia. ISBN 978 – 80 – 82213 – 004 – 4, Banská Bystrica, 2019, s. 21 – 25.
9. Zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech a o změně některých dalších zákonů. Sbírka zákonů 2001, částka 71, s. 4074, ve znění zákona č. 45/2019 Sb.
10. Zákon č. 76/2002 Sb., kterým se mění zákon č. 76/2002 Sb. o integrované prevenci a omezování znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně některých zákonů (zákon o integrované prevenci), Sbírka zákonů 2002, částka 34, s. 1658, ve znění zákona č. 69/2013 Sb.

11. Zákon č. 183/2006 Sb. o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon). Sbírka zákonů 2006, částka 63, str. 2226, ve znění zákona č. 169/2018 Sb.
12. Zákon č. 125/1997 Sb. o odpadech. Sbírka zákonů 1997, částka 44, s. 2418.
13. Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů. Sbírka zákonů 2001, částka 98, s. 5617, ve znění zákona č. 113/2018 Sb.
14. Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Sbírka zákonů 1992, částka 28, s. 666, ve znění zákona č. 123/2017 Sb. a 225/2017 Sb.
15. Suchánek Z.: *Metody a nástroje sběru informací o kontaminovaných místech od občanů*. Konference Znečistené územia 2017 – Zborník prednášok (bez editora), 16. – 18. 10. 2017, Štrbské pleso, Slovensko, Slovenská agentura životného prostredia, Banská Bystrica, ISBN 978 – 80 – 89503 – 73 – 5, 2017, s. 54 – 58.
16. Vyhláška č. 93/2016 Sb. Vyhláška Ministerstva životního prostředí o Katalogu odpadů. Sbírka zákonů 2016, částka 38, s. 1802.
17. Suchánek Z., Řeřicha J., Roušarová Š., Vachová S.: *Výběr území pro testování metodiky inventarizace kontaminovaných míst v České republice*. Sborník mezinárodní konference Kontaminovaná místa (bez editora). Bratislava, Ekotoxikologické centrum Bratislava s.r.o., ISBN 978 – 80 – 969958 – 4 – 4, 2009, s. 36 – 41.
18. ISOH: Veřejné informace o produkci a nakládání s odpady. *Celková produkce komunálních odpadů v roce 2017 za obce s rozšířenou působností*.  
<https://isoh.mzp.cz/VISOH/Main/PrednastavenaZobraz>
19. Český statistický úřad: *Počet obyvatel v obcích. Počet obyvatel ve správních obvodech obcí s rozšířenou působností k 1. 1. 2018*. <https://www.czso.cz/csu/czso/pocetobyvatel-v-obcich-see2a5tx8j>

#### Zdroje fotografií, map a výstřížků z ortofotomap:

Obrázky 1; 5; 9; 11: Český úřad zeměměřický a kartografický – © ČÚZK

Obrázky 3; 7a: Seznam. cz, a. s. – © Seznam.cz © TopGis

Obrázek 7b: fotodokumentace projektu NIKM 2, © CENIA, © NIKM 2018 – 2021

Obrázky 2; 4; 6; 8; 10; 12; 13; 14; 15: © CENIA, © NIKM 2018 – 2021

## **Identification of illegal dumps by remote sensing methods**

**Zdeněk SUCHÁNEK, Jiří VALTA, Jaroslav ŘEŘICHA, Jan KRHOVSKÝ**

CENIA, česká informační agentura životního prostředí

### **Summary**

*Knowledge of potentially contaminated sites territorial distribution resulted from the mapping using remote sensing methods. The mapping was conducted in the whole territory of the Czech Republic in 2018 – 2019. Of the 14 types of contaminated site clues in a total number of 17011 clues, 5 types of 10315 clues refer to various illegal dumps. “Waste” clues are described, illustrated and characterized in terms of their distribution. The factors affecting occurrence of the clues are assigned to each type. Mutual correlations of changes in density of individual types of clues in the territory of each municipality with extended competence (ORP) with the type of landscape, population and total municipal waste production in individual ORP resulted in the division of clues into three groups: clues linked to industrial activities, clues linked to agricultural activities and clues of suspected illegal waste disposal. Due to several other factors that the existence of contaminated sites, respectively of the illegal waste disposal sites affect (e.g. the consistency of local authority supervision or the social composition of the population), the correlation coefficients, with some exceptions, are not particularly high. Nevertheless, they point out well enough to the justification of grouping. The correlation coefficients of density of “waste” types of clues with population density have a similar value as the rate of correlation with total municipal waste production.*

**Keywords:** waste, illegal dumps, landfills, clues of contaminated site, contaminated sites inventory, remote sensing

# Ovzduší

Emise, kvalita, zdravotní rizika, skleníkové plyny, čištění odpadních plynů a spalin. □

# Voda

Úprava a čištění, recyklace, kapalné odpady, získávání cenných látok, nakládání s kaly, inovativní postupy a technologie. □

# Odpad

Odpadové hospodářství, materiálové odpady, recyklace, alternativní hospodářství, sanace bezpečného využití. □

Energétické úspory, alternativní zdroje, ukládání, užitnost, energetické recyklace. □



# ODPADOVÉ FÓRUM

[www.odpadoveforum.cz](http://www.odpadoveforum.cz)

odborný měsíčník pro průmyslovou a komunální ekologii

Tretiruka  cz

[www.tretiruka.cz](http://www.tretiruka.cz)

odborný internetový portál o životním prostředí