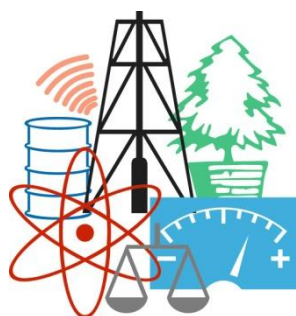


# WASTE

# 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 2016

No. 4

Pages 167– 244

**Patron of the issue / Patron čísla**

**12. ročník symposia**

**Výsledky výzkumu a vývoje pro průmyslovou a komunální ekologii  
ODPADOVÉ FÓRUM2017,**

**které se spolu s konferencí APROCHEM koná v rámci  
TÝDNE VÝZKUMU A INOVACÍ PRO PRAXI A ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ 2017**

**21. – 23. 3. 2017 v Hustopečích**

© Czech Environmental Management Center 2016

<b>OBSAH / INDEX</b>	
<b>Úvodní slovo šéfredaktora / Editorial</b>	<b>169</b>
<b>Pro autory / For authors</b>	<b>170</b>
<b>Verification of manufacturing of sintered fly ash aggregate</b>	<b>171</b>
Ověření výroby spékaného popílkového kameniva <i>Vít ČERNÝ, Magdaléna KOCIÁNOVÁ, Rostislav DROCHYTKA</i>	
<b>Newsprint as the input raw material for the production of fibers, usable in civil engineering</b>	<b>179</b>
Novinový papír, jako vstupní surovinový zdroj pro výrobu vláken, využitelných nejen ve stavebnictví <i>Jitka HROUDOVÁ, Jiří ZACH, Martin SEDLMAJER, Vítězslav NOVÁK</i>	
<b>Design of the composition of lightweight concrete floor with self-rising function, based on the reaction of hydrogen peroxide with calcium hypochlorite using secondary raw materials</b>	<b>186</b>
Návrh složení lehčeného podlahového potěru se samonakypřovací funkcí na bázi reakce peroxidu vodíku s chlornanem vápenatým s použitím druhotných surovin <i>Eva TŮMOVÁ, Rostislav DROCHYTKA</i>	
<b>Využití alternativních materiálů pro modifikaci systémů ETICS</b>	<b>194</b>
Alternative materials for modification of ETICS <i>Eva TŮMOVÁ, Rostislav DROCHYTKA, Vít ČERNÝ</i>	
<b>Možnosti využití odpadních termoplastů ve stavebnictví</b>	<b>202</b>
Possibilities of using waste thermoplastics in the construction industry <i>Jan ČERMÁK, Jakub JOHN, Stanislav ŠTASTNÍK</i>	
<b>Technologies for the Structural Utilization of Worn Tire Casings in the Environment</b>	<b>209</b>
Technológie konštrukčného využitia opotrebovaných pneumatík v životnom prostredí <i>Marián FLIMEL</i>	
<b>The assessment of the current PV modules recycling fee: the Czech Republic case study</b>	<b>215</b>
Zhodnocení současného nastavení výše příspěvku na nakládání s fotovoltaickými moduly: případová studie České republiky <i>Jan MACHÁČ, Lenka ZEMKOVÁ, Jiří LOUDA, Ondřej VOJÁČEK</i>	
<b>Trends in the balance and material flows of phosphorus in the Czech Republic</b>	<b>225</b>
Trendy bilance a látkových toků fosforu v ČR <i>Josef HEJZLAR, Yuliya VYSTAVNA, Jiří KOPÁČEK</i>	
<b>Efektivnost obcí v oblasti odpadového hospodářství a její determinanty – aplikace dvoustupňové analýzy obalů dat</b>	<b>234</b>
Efficiency of municipal solid waste management in the Czech Republic: Two-stage data envelopment analysis <i>Michal STRUK, Markéta MATULOVÁ</i>	
<b>Nerecenzované a komerční příspěvky / Not peer-reviewed and commercial papers</b>	
<b>Týden výzkumu a inovací pro praxi a životní prostředí (TVIP) 2017 – 1. cirkulář</b>	<b>241</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.

Časopis je na Seznamu neimpaktovaných recenzovaných periodik vydávaných v ČR. Vychází od roku 2008.

Ročník 2016, číslo 4

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

Adresa redakce: CEMC, ul. 28. pluku 25, 100 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), [wasteforum@seznam.cz](mailto:wasteforum@seznam.cz)

Redakční rada: Ing. Vratislav Bednařík, CSc., doc. Ing. Vladimír Čablík, CSc., prof. Dr. Ing. Miroslav Čemík, CSc. prof. Ing. Tomáš Havlík, DrSc., prof. Ing. František Hrdlička, CSc., Ing. Slavomír Hredzák, CSc., prof. Ing. Dagmar Juchelková, Ph.D., prof. Ing. František Kaštánek, CSc., doc. RNDr. Jana Kotovicová, Ph.D., doc. Dr. Ing. Martin Kubal, prof. Ing. Mečislav Kuraš, CSc., prof. Mgr. Juraj Ladomerský, CSc., prof. Ing. Petr Mikulášek, CSc., prof. Ing. Lucie Obalová, Ph.D., Ing. Miroslav Punčochář, CSc., DSc., doc. Ing. Miroslav Škopán, CSc, prof. Ing. Lubomír Šooš, PhD.

Web-master: Ing. Vladimír Študent

Redakční uzávěrka: 8. 10. 2016. Vychází: 9. 12. 2016



## Úvodní slovo šéfredaktora

Patronem tohoto čísla je symposium ODPADOVÉ FÓRUM 2017. Předpokládám, že většina čtenářů tohoto časopisu symposium zná, takže bych ani nemusel připomínat, že plný jeho název je VÝSLEDKY VÝZKUMU A VÝVOJE PRO PRŮMYSLVOU A KOMUNÁLNÍ EKOLOGII.

Tradičním mediálním partnerem symposia je WASTE FORUM, proto příspěvky prezentované na symposiu, které doporučí více členů redakční rady, jsou, samozřejmě v případě souhlasu autora, bezplatně uveřejněny v některém z následujících čísel tohoto časopisu.

Není již novinkou, že stejně jako tento časopis, i symposium rozšířilo svůj odborný záběr na celou oblast průmyslové a komunální ekologie, na symposium tedy patří i příspěvky související s odpadními vodami a emisemi do ovzduší.

Již několik let pořádáme symposium ODPADOVÉ FÓRUM spolu s konferencí APROCHEM pod zastřešujícím názvem TÝDEN VÝZKUMU A INOVACÍ PRO PRAXI A ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ. Kuvedeným dvěma tradičním odborným setkáním přibyla od letoška ještě konference PRŮMYSLOVÁ EKOLOGIE programově zaštitěná děkanem Fakulty ochrany prostředí VŠCHT v Praze doc. Vladimírem Kočím. Tato konference se koná jednou za dva roky, proto v roce 2017 bude v programu TVIP 2017 chybět a můžeme se na ni těšit zase až v roce 2018.

Všechny důležité informace k symposiu, resp. k TVIP 2017, najdete na konci tohoto čísla v 1. cirkuláři nebo na [www.tvip.cz](http://www.tvip.cz). Zde uvedu jen to opravdu nejdůležitější, tj. že se koná ve dnech 21. až 23. 3. 2017 v Hustopečích u Brna, termín pro přihlášky příspěvků na symposium je 15. ledna a přihlašovací formulář najdete [ZDE](#).

Na závěr připomínám, že nejbližší redakční uzávěrka WASTE FORUM je 8. ledna 2017, další pak 8. dubna příštího roku. A neškodí zopakovat, že je již opět možné publikovat i v českém nebo slovenském jazyce a že tematický záběr časopisu se rozšířil z odpadů na celou oblast průmyslové a komunální ekologie.

Ondřej Procházka

## Editorial

The patron of this issue is a symposium "Results of research and development for Industrial and Municipal Ecology ODPADOVÉ FÓRUM 2017". The papers presented at the symposium and recommended by the editorial board will be published here and free of charge.

As well as our journal, the symposium also expanded its professional engagement on the whole area of industrial and municipal ecology. Along with APROCHEM conference, the symposium is held during the WEEK OF RESEARCH AND INNOVATION FOR PRACTICE AND ENVIRONMENT TVIP 2017 on April 21 – 23 2017 in Hustopece. All important information concerning the symposium can be found at [www.tvip.cz](http://www.tvip.cz). Submission deadline is January 15, 2017. Registration form can be found [HERE](#).

Lastly I would like to remind you that the next WASTE FORUM editorial deadlines are January 8 and April 8, 2017.

Ondřej Procházka

## Pro autory

Časopis 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 zvaně „**printer-ready**“. Pokyny k obsahovému členění a grafické úpravě příspěvků spolu s přímo použitelnou **šablonou grafické úpravy** ve WORDu jsou uvedeny na [www-stránkách](http://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. Ve snaze, aby se časopis WASTE FORUM dostal do mezinárodních databází vědeckých časopisů, což je nezbytný předpoklad, aby mohl získat časem i impakt-faktor, je preferována angličtina. V tomto případě je nezbytnou součástí článku na konci název, kontakty a abstrakt v českém či slovenském jazyce, přičemž rozsah souhrnu není shora nijak omezen.

Uveřejnění příspěvků v časopisu WASTE FORUM je v zásadě bezplatné. Nicméně abychom příjmově pokryli alespoň nezbytné externí náklady spojené s vydáváním časopisu (poplatky za webhosting, softwarová podpora atd.), vybíráme symbolický poplatek za uveřejnění poděkování grantové agentuře či konstatování, že článek vznikl v rámci řešení určitého projektu. Tento poplatek činí 200 Kč za každou stránku u příspěvků v anglickém jazyce, u ostatních je 500 Kč za stránku.

***Uzávěrka dalšího čísla časopisu WASTE FORUM je 8. ledna 2017, další pak 8. dubna.***

## 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) or [wasteforum@seznam.cz](mailto:wasteforum@seznam.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. **Due to the personal connection of the editorial staff with the editors of the professional monthly journal ODPADOVE FORUM, authors need to clearly state that their manuscripts are intended for publication in WASTE FORUM.**

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

Publication of the articles is generally free. However, revenue to cover at least the necessary external costs associated with the issuance of the magazine, we select a symbolic fee for the publication of gratitude grant agency or a statement that the article was created as part of a project solution.. The fee is **200 CZK per each new page for articles reviewed part of issue and CZK 500 for every new page for contributions in the second part of the issue.**

***The deadline of the next issue is January 8, 2017, and for following one April 8, 2017.***

## Verification of manufacturing of sintered fly ash aggregate

Vít ČERNÝ, Magdaléna KOCIÁNOVÁ, Rostislav DROCHYTKA

Brno University of Technology, Faculty of Civil engineering, Veveří 95, 602 00

Brno, Czech Republic,

e-mail: [cerny.v@fce.vutbr.cz](mailto:cerny.v@fce.vutbr.cz), [kocianova.m@fce.vutbr.cz](mailto:kocianova.m@fce.vutbr.cz), [drochytka.r@fce.vutbr.cz](mailto:drochytka.r@fce.vutbr.cz)

### Summary

Nowadays are fly ashes from coal combustion as one of the most widely used secondary raw materials. This materials presents new building materials. It is the subject of many research papers, and the results show that this secondary energy product is able to fully substitute the primary components of building products. It also improves the final properties of such products in many cases. Another field of application is the production of artificial aggregate, which is based on the full use of sintered fly ash. The only correction components are fuel or clay.<sup>1,2</sup> The article focuses on the results of laboratory verification of the production of artificial aggregate from ashes.

**Key words:** Artificial aggregate, sintering, secondary raw material, fly ash, thermal power plant.

### Introduction

The main characteristic of the technological process, during the produce of artificial aggregate from sintered fly ash, is the use of combustible substances in the batch for the thermal process of self-firing. The optimum quantity of such substances lies within the range of 7-11 % by weight. Milled coal is used most frequently in all needed corrections.<sup>2</sup> Also have been verified alternatives in the form of coal gangue, various types of silt, fly ash with over-limit loss on ignition and other similar materials. For increase the fineness, plasticity and strength it is suitable to use various common correction of bentonite. It can be use for both fresh pellets and the finished aggregate.

After the creation of an optimum mixture it is mixed with water. Then is the mix granulated on granulation rollers or plates and placed on a sinter grate in the form of pellets. Subsequently, it is ignited with natural gas and burnt at a maximum temperature of approx. 1200 °C with the help of its own heat and ventilators. After sufficient firing and cooling is the batch is grinded and sorted into final fractions.

The fly ash is most suitable material for production of aggregate. Fly ash has a proportion of unburnt coal (carbon) approximating 8 % by weight, low absorbability, which guarantees that self-firing will proceed in an optimum manner.<sup>1,2</sup> The creation of aggregate with good grain quality also has specific requirements with regards to the granulometry, microstructure and chemical composition of fly ash.

With regard to the minimum fineness requirements of fly ash, is filter fly ash particularly suitable for this technique.

### Experimental part

#### Raw materials

It was made the laboratory test in a muffle furnace and subsequent self-firing tests in a small vertical furnace. Self-firing tests in a small vertical furnace are used for brown coal. During this process is fly ash burning on high temperature (whose properties are listed in Table 1 and Table 2). Based on these two tests was for the practical verification of the production of artificial aggregate chosen technical process in a horizontal furnace. For the correction of combustible materials to 8 % by weight, 7 % of black coal dust was used (92 % loss on ignition).

**Table 1: Basic properties of the selected brown coal ash**

Loss on ignition [%weight.]	Bulk density [kg·m <sup>-3</sup> ]		Specific surface [m <sup>2</sup> ·kg <sup>-1</sup> ]	Chemical composition [%]				
	Loose	Tapped		SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	SO <sub>3</sub>	CaO
1.19	870	990	329	47.70	28.20	5.61	0.13	1.10

**Table 2: Mineralogy of the selected brown coal ash [%]**

Quartz	Mullite	Hematite	Maghemite	Magnetite	Amorphous stage
SiO <sub>2</sub>	Al <sub>6</sub> Si <sub>2</sub> O <sub>13</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub>	-
7.0	39.3	1.2	1.5	0.1	39.5

### Granulation

On the basis of tests, which was carried out to check the suitability of granulation equipment for use in the pelletizing of the raw material mixture, it was decided that a granulation plate would be used. Unlike granulation rollers, it produces a homogeneous, solid, resistant, round grain which does not break up during handling. Granulation plates also provide higher breathability to the batch during burning. The optimum setting for the tilt of plate is a 40° and a speed is of 30 rotations per minute (Figure 1). A slightly moistened (10 % by weight of water) mixture of ash and fuel is added to the plate. This is subsequently moistened by water in such a way that the maximum amount of 8-16 mm grains (Figure 2, selected as the target grain size) is achieved.



**Figure 1: Granulation plate in operation at the optimum setting**



**Figure 2: Grain from the granulation plate (already free of moisture)**

### Burning in a horizontal laboratory furnace

Verification of the designed technique was carried out under pilot conditions in a horizontal sinter grate (Figure 3). This was a 3600 mm long and 400 mm wide grate which is capable of burning a 400 mm high batch. Horizontal movement is provided by an electric motor which, thanks to the timing of the movement steps, enables alterations to the final speed and thus mainly the period of ignition of the batch. The burning is controlled by a set of vents which suck out flue gases. It is done by a ventilator of sufficient dimensions. Simultaneously the ventilator brings new combustion air from the area above the batch.

In order to verify the technique used for the production of artificial porous aggregate was selected brown coal high temperature ash as the basic raw material. The components with an admixture of 10 % water by weight of the dry matter were mixed in a mixer with forced circulation.

The slightly moistened mixture was then granulated on the granulation plate. The total amount of water which was present in admixture during wet granulation equalled 33.5 % of the weight of the original dry matter. The pellets were placed on the horizontal sinter grate in a 40 cm layer. An ignition layer of brown coal gangue (Figure 4, fr. 1-4 mm, 30 % loss on ignition) was spread on the surface of the batch. Due to this was the ignition period lowered from the usual 5 minutes only for 3 minutes. Moreover, its gradual burning lowers the impact of the thermal shock to the top layers of the batch after leaving the area under the ignition head (Figure 5). The percentage of created waste is thus considerably decreased.



**Figure 3: Horizontal sinter grate**

The ventilator was set so that the combustion air let into the batch was at optimum underpressure. During the optimization it was found that low underpressure lowers the efficiency of ignition and burning. Then It was found that the high pressure crushes fresh grains, lowers the breathability and thus prolongs the firing and increases the quantity and size of sintered clusters.



**Figure 4: Fresh batch with ignition layer**

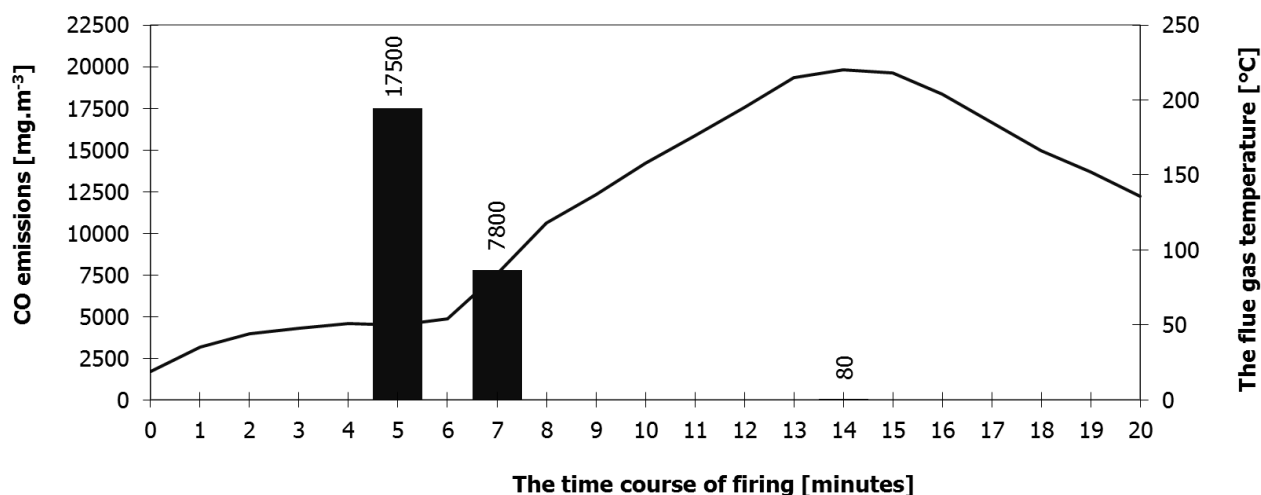


**Figure 5: Ignited batch**

During the firing, were also recorded the emission values of harmful substances in the flue gases. For evaluation of limit values of flue gases were used sintering grates which are used in the industry mainly during the agglomeration of iron ores. These values are listed in the following Table 3.

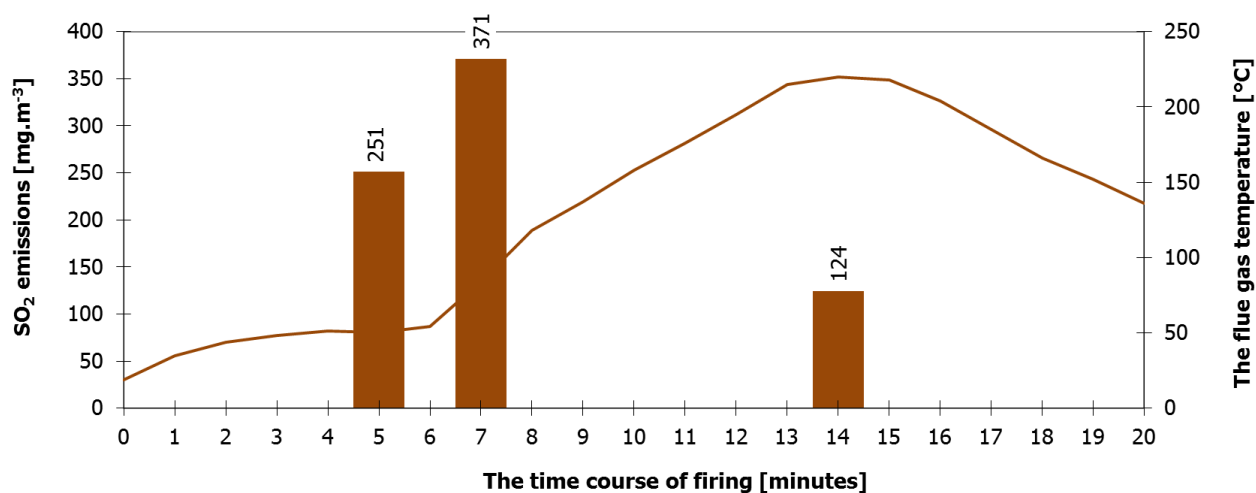
**Table 3: Limit weight concentrations of emissions<sup>3</sup>**

Limit weight concentrations in [mg·m <sup>-3</sup> ]			O <sub>2R</sub> related [%]
SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	CO	VOC
400	400	6000	19



**Figure 6: CO emissions in flue gases**





**Figure 7: SO<sub>2</sub> emissions in flue gases**

The results showed an increase in CO emissions (Figure 6), which is quite a common phenomenon during firing on a sinter grate. The average values for the whole firing fulfil legislative requirements. However SO<sub>2</sub> emissions fulfil legislative requirements in every moment of the firing process (Figure 7). It can be seen from the graphs that the highest emissions are produced at low flue gas temperatures. It is thus obvious that all the heat is used up in the pre-heating and ignition of the lower layers. When the temperature of the flue gases rises, the burning of the bottom layers is already coming to an end.

After the firing and cooling of the batch (with a drop in temperature under the grate to below 100°C) was the aggregate poured onto a conveyor and sorted (Figure 8). Fractions over 16 mm (small, easy to disintegrate sinter clusters) were crushed with a jaw crusher with a 16 mm outlet opening.



**Figure 8: Evaluation of firing**

## Results and discussion

Critical parameters were determined for the samples made from artificial aggregate. Tests were performed on aggregate fraction 1-4 mm, 4-8 mm and 8-16 mm. The 0-1 mm fraction was rejected as it is composed mainly of unsintered ash. The results are shown in the following Table 4.

**Table 4: Results of the determination of the physico-mechanical parameters of the produced aggregate**

Fraction	Density	Bulk Density		Water absorbability	Resistance to crushing	Void ratio
		Loose	Tapped			
[mm]	[kg·m <sup>-3</sup> ]	[kg·m <sup>-3</sup> ]	[kg·m <sup>-3</sup> ]	[%]	[MPa]	[%]
1-4	830	570	650	65	1.35	31
4-8	1090	710	810	29	1.8	35
8-16	1170	610	740	20	4.0	48

The determined aggregate parameters show that the original 8-16 mm fractions achieve the best results. They are uniform with closed porosity and consequently are both firm and less absorbent.<sup>4, 5</sup> The 1-8 mm grains partially comprise contracted grains from the original 8-16 mm fraction and partially grains which were created via the crushing of sintered clusters. They are often damaged, which gives them lower strength but higher absorbability.<sup>4, 5, 6</sup>

The results show that artificial aggregate can be made from 8-16 mm fraction with a resistance against crushing of 4.0 MPa, a loose bulk density of 610 kg·m<sup>-3</sup> and a tapped bulk density of 740 kg·m<sup>-3</sup>.

With regard to the influence of the produced aggregate on the environment, attention was paid to ecotoxicity testing (results in Table 5 – Table 8).

**Table 5: Determination of the acute lethal toxicity to freshwater fish (*Poecilia reticulata*) of substances<sup>7</sup>**

	Check	Aggregate
Decree No. 294/2005 Coll.	0	0
Concentration of infusion (ml·l <sup>-1</sup> )	0	1000
Mortality of fish in 96 hrs (pcs)/ number of fish in the test (pcs)	0/10	<b>0/10</b>
Mortality of fish in 96 hours (%)	0	<b>0</b>

**Table 6: Test of inhibition of motility of *Daphnia magna* Straus – Test of acute toxicity<sup>7</sup>**

	Check	Aggregate
Decree No. 294/2005 Coll.	0	0
Concentration of infusion (ml·l <sup>-1</sup> )	0	1000
Immobilization of daphnia in 48 hrs (pcs) / number of daphnia in test (pcs)	0/20	<b>1/60</b>
Mortality of daphnia in 48 hrs (%)	0	<b>1.7</b>

**Table 7: Test of growth inhibition of fresh water algae (*Scenedesmus subspicatus*)<sup>7</sup>**

	Check	Aggregate
Decree No. 294/2005 Coll.	<30 %	<30 %
Concentration of infusion (ml·l <sup>-1</sup> )	0	1000
Number of parallel determinations	3	3
∅ inhibition/stimulation of algal growth (%)	/	<b>-0.4</b>

**Table 8: Test of growth inhibition of white mustard root (*Sinapis alba*)<sup>7</sup>**

	Check	Aggregate
Decree no. 294/2005 Coll.	<30 %	<30 %
Concentration of infusion (ml·l <sup>-1</sup> )	0	1000
Number of parallel determinations per 30 seeds	3	3
∅ inhibition/stimulation of root growth (%)	/	<b>2.7</b>

The ecotoxicity determination results show that the produced artificial aggregate complies with environmental requirements. All of the findings fulfil the criteria set by the relevant legislation.

## Conclusions

The contribution represents progress in the optimization of an artificial aggregate production technique which fully utilizes the principle of self-firing. Thanks to the self burning process of aggregate and the ignition layer on the surface of the batch, were achieved significant savings in terms of external heat sources.

During the pilot production test, artificial aggregate was obtained whose 8-16 mm fraction has a resistance to crushing of 4.0 MPa, a loose bulk density of 610 kg·m<sup>-3</sup> and a tapped bulk density of 740 kg·m<sup>-3</sup>. It was proven, during the experiments, that when a higher dose of cement is used, along with a lower water coefficient, a higher dose of superplasticizer, etc.<sup>8</sup>, can be achieved cubic strengths of up to 56 MPa and density of 1840 kg·m<sup>-3</sup>.

## Acknowledgement

*The article was created during the execution of project No. LO1408 "AdMaS UP – Advanced building materials, structures and technologies" supported by the Ministry of Education, Youth and Sports within the framework of targeted support from "National sustainability programme I".*

## Literature

1. Lo T. Y., Cui H., Memon S. A., Noguchi T.: Manufacturing of sintered lightweight aggregate using high-carbon fly ash and its effect on the mechanical properties and microstructure of concrete 112, Journal of Cleaner Production (2016), pp. 753 – 762.
2. Yun B., Ratiyah I., Basheer P. A. M.: Properties of lightweight concrete manufactured with fly ash, furnace bottom ash, and Lytag. International Workshop on Sustainable Development and Concrete Technology, Beijing (2004), pp. 77 – 88.
3. Government Regulation No. 353/2002 Coll. "Government regulation concerning the determination of emission limits and other conditions for the operation of other stationary sources of air pollution."
4. Swamy R.N., Lambert G.H.: *The microstructure of Lytag aggregate*, pp. 273 – 282. International Journal of Cement Composites and Lightweight Concrete (3) 1981.
5. C.L. Verma, S.K. Handa, S.K. Jain and R.K. Yadav, Techno-commercial perspective study for sintered fly ash light-weight aggregates in India, Construction and Building Materials, 12, 341 – 346. 1998.
6. Mu, Song, et al. Effect of shale addition on properties of sintered coal fly ash. Construction and Building Materials (25.2.2011), pp. 617 – 622.
7. Decree No. 294/2005 Coll. "Decree on conditions for depositing of waste on landfills and its use on the terrain surface and change to Decree No. 383/2001 Coll. on specifying the handling of waste."
8. Melichar, T., Bydžovský, J. Study of the parameters of lightweight polymer-cement repair mortars exposed to high temperatures. Applied Mechanics and Materials. 395(2013)(08). pp. 429 – 432. ISSN 1660-9336.

## Ověření výroby spékaného popílkového kameniva

Vít ČERNÝ, Magdaléna KOCIÁNOVÁ, Rostislav DROCHYTKA

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Veveří 95, 602 00 Brno,

e-mail: [cerny.v@fce.vutbr.cz](mailto:cerny.v@fce.vutbr.cz), [kocianova.m@fce.vutbr.cz](mailto:kocianova.m@fce.vutbr.cz), [drochytka.r@fce.vutbr.cz](mailto:drochytka.r@fce.vutbr.cz)

### Shrnutí

V současné době jedny z nejvíce využívaných druhotných surovin pro nové stavební materiály jsou bezesporu popílky ze spalování uhlí. Výsledky ukazují, že vedlejší energetické produkty nejen často plnohodnotně nahrazují primární složky, ale v mnoha případech zlepšují vlastnosti stavebních výrobků. Jednou z oblastí je také výroba umělého kameniva na bázi spékaných popílků. Tento způsob využití je založen plně na popílcích. Jedinými korekčními složkami jsou palivo nebo i jíla.

Příspěvek představil pokrok v optimalizaci technologie výroby umělého kameniva plně využívající principu samovýpalu. Díky vlastnímu obsahu spalitelných látek a zapalovací vrstvě na povrchu vsázky bylo dosaženo významných úspor na externích zdrojích tepla. Při ověřovací zkoušce výroby bylo získáno umělé kamenivo, jehož frakce 8-16 mm dosahuje odolnosti proti drcení 4,0 MPa, sypané objemové hmotnosti ve volně sypaném stavu  $610 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$  a v setřeseném stavu  $740 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ . Při posuzování vlivu umělého kameniva na životní prostředí z pohledu zkoušek ekotoxicity splnilo kamenivo požadavky legislativy.

**Klíčová slova:** Umělé kamenivo, spékání, druhotná surovina, popílek, tepelná elektrárna.

# Newsprint as the input raw material for the production of fibers, usable in civil engineering

Jitka HROUDOVÁ, Jiří ZACH, Martin SEDLMAJER, Vítězslav NOVÁK  
Brno University of Technology, Faculty of Civil Engineering, Centre AdMaS,  
Purkyňova 139, 612 00 Brno  
e-mail: [hroudova.j@fce.vutbr.cz](mailto:hroudova.j@fce.vutbr.cz)

## Summary

*The consumption of paper ceased to rapidly increase recently in the Czech Republic, as it opposed to previous decades, nevertheless, the main area of paper usage is changing. It is a very important part segment of handbills, flyers, brochures, newspapers and other printed materials which can be difficult to reuse at the end of their lifetime. It is possible to recycle predominantly natural fibers with desirable parameters by means of suitable technology of processing these cellulose materials.*

*This paper describes the possible utilization of these fibers as lightweight, natural fiber reinforcement in composite materials. Specifically, it describes the results of work aimed at the development of thermal insulating plasters containing recycled fibers. Experts from the Brno University of Technology, Faculty of Civil Engineering have concerned themselves with the development of lightweight plasters for many years.*

*Recycled fibers based on cellulose were used in mixtures of previously designed plasters, given the still unsatisfactory results in terms of the mechanical properties of the materials. Their main function was to improve the mechanical properties and prevent any shrinkage of the plasters and subsequent formation of micro cracks. The aim of the research was to obtain lightweight plasters with good thermal insulation and mechanical properties. It can be observed, based on evaluation of the research, that the application of waste cellulose fibers in lightweight, thermal insulation plasters significantly improved the workability of fresh mortars in comparison with the mortars of the same composition but without the addition of reinforcing fibers. It was discovered, upon comparison of mechanical properties of the reference mixture without fibers and mixtures containing cellulose fibers that the compressive strength increases by up to 192 %, the flexural strength was found to be up to 150 % higher.*

**Key words:** Newsprint, waste fibres, recycling, thermal insulating plasters, reinforcement fibers.

## Introduction

The trend of recycling materials for their repeated industrial use is still topical not only in civil engineering. Nowadays there is still an abundance of flyers, brochures, newspapers and other printed materials, in spite of a slight decline in the consumption of paper and paper products in the Czech Republic. These materials based on cellulose are to a large extent already recycled waste from the timber industry, which, however, can be processed again and used in other industrial sectors, for example in construction. It is possible to obtain recycled, cellulose-based fibers with those parameters by suitable technological processing. These fibers can be utilized in civil engineering as lightweight, natural fiber reinforcement in various types of composite materials.

The paper describes the results of research devoted to the development of lightweight, thermal insulating plasters using recycled cellulosic fibers. It is often possible to encounter plasters, where natural fibers were used, when reconstructing historical buildings and the like. In the past people often used natural fibers to reinforce and improve the mechanical properties of coatings and other types of construction materials. These natural fibres were replaced by synthetic fibers thanks to advances in development, especially by steel, glass and polypropylene fibers<sup>1</sup>. The current trend of using "green materials" leads to a return to the use of alternative, natural raw-material resources, which also include natural or recycled fibers. Many experts throughout the world, such as Sawsen et al<sup>2</sup>, Ashour et al<sup>3</sup>,

Olivito et al<sup>4</sup>, Bella et al<sup>5</sup>, J. Claramunt et al<sup>6</sup>, S. R. Ferreira<sup>1</sup>, F. Pacheco-Torgal et al<sup>7</sup>, M. Ardanuy et al<sup>8</sup> are researching the use of natural fibers in the building industry; for example fibers such as sisal, coconut, flax, jute, hemp, bamboo, wood, palm fibers, straw.

The idea of plant fibers as reinforcement in cementitious materials, containing a large amount of cellulose, was used first emerged in the 1940s, when these fibers replaced asbestos fibers<sup>9</sup>. These fibers have many advantages, for example easy local availability, relatively low cost and easy recycling. These fibers are biodegradable with zero carbon footprint. Many factors have influence on the efficiency of fibers in the matrix of cement composites. The fibers and their properties may have a significant influence, such as geometry of the fibers, ratio of dimensions, surface coarseness, distribution, dosage, form (fiber, cellulose, crop-stems) and chemical composition<sup>1</sup>. Pulp is the most common and most affordable form of fibers. Many researchers use pulp in their work; examples include pulp from sisal, eucalyptus as well as some conifers, according to location and ease of cellulose accessibility. For these reasons waste cellulosic fibers were chosen for the development of lightweight plaster mixtures, which were obtained by recycling of printed matter. The aim of the research was to obtain lightweight plasters with good thermal insulation and mechanical properties.

## **Experiment**

The experimental part of the research was divided into several stages. The first step was the design of mixtures and then selection of suitable fibers. In this case, the purpose of using fibers was to modify the properties of thermal insulation plasters based on lightweight aggregate from foam glass. The mixture with the best ratio of thermal and mechanical properties was chosen that have been identified in previous research<sup>10</sup>. Three mixtures of lightweight, thermal insulation plasters were prepared then in the laboratory conditions (relative humidity 50 %, temperature 23 °C). Selected tests were performed on fresh mortars and afterwards test specimens of given dimensions were prepared, which were then conditioned for 1 week in laboratory conditions. Next, the test specimens were demolded and left to age in a laboratory environment. Hardened samples of plasters were subjected to more laboratory tests after 14 and 28 days at laboratory humidity of 50 %, and then in dry state.

### ***Design of mixtures***

A total of 3 test mixtures of lightweight, thermal insulation plasters were designed based on literary survey and our prior research and experience. The first mixture was identified as the reference without any dispersed reinforcement. The second mixture contained an addition of cellulosic fibers of the type F-3000, the third mixture contained the same amount of cellulosic fibers as mixture 2, but of a different type F-4000. Difference of fibers was in their length, fibers F-3000 had the length 3 mm and fibers F-4000 had the length 4 mm. The composition of the reference mixture was as follows (10 kg): 5986 g of lightweight aggregate based on expanded glass, 202 g of expanded perlite, 1273 g of limestone, 895 g of lime hydrate, 675 g of CEM I 52.5R, 448 g of metakaolin, 298 g of fly ash, 223 g of chemical agents for improving workability and increasing porosity and hydrophobizing additives. The second and third mixture also contained 145.6 g of cellulose fibers, i.e. 1.5 %. Water was dosed so as to achieve fresh mixture flow value of about 130 mm.

### ***Cellulosic fibres***

Cellulose fibers were obtained by the recycling of leaflets, brochures, newspapers and other printed materials. The production of cellulosic fibers comprises the following production steps:

- Sorting feedstock, removing undesirable components (e.g. removing metal clips using a magnet).
- Crushing of feedstock, pneumatic separation and subsequent layering with a conveyor screw onto a tensometric scale.
- Final processing in a turbine (pulping).
- Separation of excess air in a separator, transport of the final product by fanning it in a container.
- Pressing of the product in polyethylene bags and storage.

The cellulose fibers had the following properties (see Table 1).

Table 1: **Technical properties of cellulose fibers** [own measurements data]

<b>Property</b>	<b>Value</b>
Origin of fibers	Waste newspapers
Length of fibers	3-4 mm according to type of fibers
Thickness of fibers	0.032 mm
Water vapour resistance factor	1–2
Thermal conductivity of a layer of cellulose fibers (60 mm)	$0.038 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$

Figure 1 below shows a picture of cellulose pulp. Figures 2 and 3 present microscope images of cellulosic fibers of types F-3000 and F-4000, which were taken with a digital microscope with trinocular head Levenhuk D670T 5.1M.



Figure 1: **Example of cellulose fibers** [own measurements data]

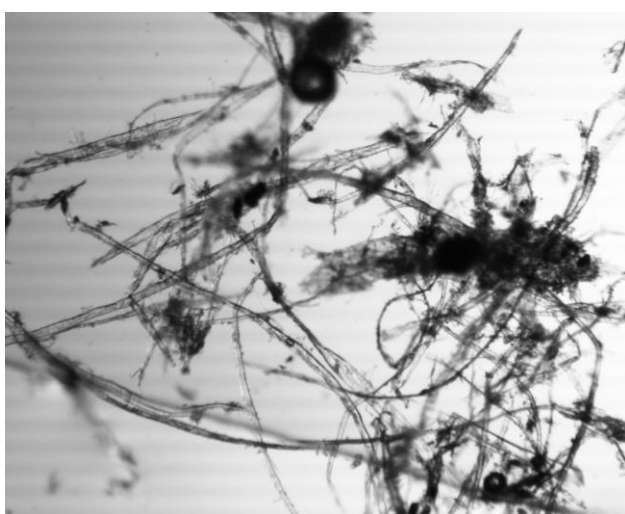


Figure 2: **Microscope image of fibers F-3000 (magnification 80x)**  
[own measurements data]

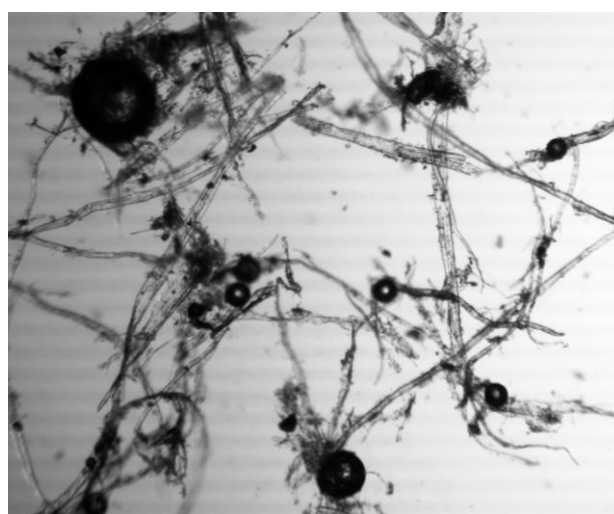


Figure 3: **Microscope image of fibers F-4000 (magnification 80x)**  
[own measurements data]

### **Production of test samples**

Fresh mortars were prepared in a laboratory mixer in accordance with the design of the 3 test mixtures, which were subjected to the first fresh-state laboratory tests (density, air content and consistence-flow value). Subsequently, test specimens with the dimensions of 40 mm x 40 mm x 160 mm (18 units) were prepared for the determination of basic physical, mechanical and thermal insulation properties of the hardened mortars after 14 and 28 days (density, compressive strength, flexural strength, thermal conductivity) in dry state.

### **Results and discussion**

All 3 mixtures were tested for the selected properties in fresh and hardened state. The following tests were carried out on the fresh mortars:

- determination of bulk density (EN 1015-6),
- determination of air content (EN 1015-7),
- determination of consistence (by flow table) (EN 1015-3).

On hardened mortars were made determination of:

- bulk density (EN 1015-10),
- thermal conductivity by non-stationary method – hot wire method (EN ISO 8894-1),
- mechanical properties – compressive strength and flexural strength (EN 1015-11).

### **Evaluation of the properties of fresh mortars**

All test mixtures were prepared (from the view of water dosage) to have flow value about 130 mm in the fresh state. Identical values of consistence were determined for all mixtures. Bulk density ranged from  $456 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$  to  $586 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ . The lowest value of bulk density was determined for the reference mixture (without fibers). By contrast, the highest value of bulk density was found in mixture 2, with an addition of fibers F-3000. The bulk density of mixture 3 was  $540 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ . The reason for the higher bulk densities of mixtures 2 and 3 was the use of cellulose-based dispersed reinforcement, which required a higher amount of mixing water to provide the desired consistence values. The amount of air in the test mixtures ranged from 30 % to 34 %. The reference mixture showed a value of 34 %, while mixture 3 contained 30 % of air.

### **Evaluation of the properties of hardened mortars**

Hardened mortars of the thermal insulation plasters were subjected to the above-listed tests. The determination of basic physical and mechanical properties was carried out after 14 and 28 days of hardening in laboratory conditions. Finally, the test specimens were dried and tested for bulk density and thermal conductivity in dry state.

Table 2 below gives an overview of the densities of the test mixtures throughout their aging under laboratory conditions for 14 and 28 days and then in the dry state. The results hardened-state density values show that mixtures with cellulose-based reinforcement had lower values than the reference mixture. Mixture 2 showed the lowest value of density in the dry state,  $352 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ , i.e. 6.63 % lower value compared to the reference mixture.

**Table 2: Course of bulk density [own measurements data]**

<b>Mixture</b>	<b><math>\rho_{14} [\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}]</math></b>	<b><math>\rho_{28} [\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}]</math></b>	<b><math>\rho_{\text{dry}} [\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}]</math></b>
Mixture 1	402	387	377
Mixture 2	364	356	352
Mixture 3	380	364	354

The determination of thermal conductivity by the non-stationary hot wire method has found that the reference mixture had the best thermal insulation properties. No dependence was found between



thermal conductivity and density. It must be emphasised that mixtures with reinforcing fibers based on cellulose reached dry-state thermal conductivity of less than  $0.075 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ . The worst thermal insulating properties were determined for mixture 2, where the average value of thermal conductivity in the dry state reached  $0.074 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ . Figure 4 below shows the progress of the values of thermal conductivity.

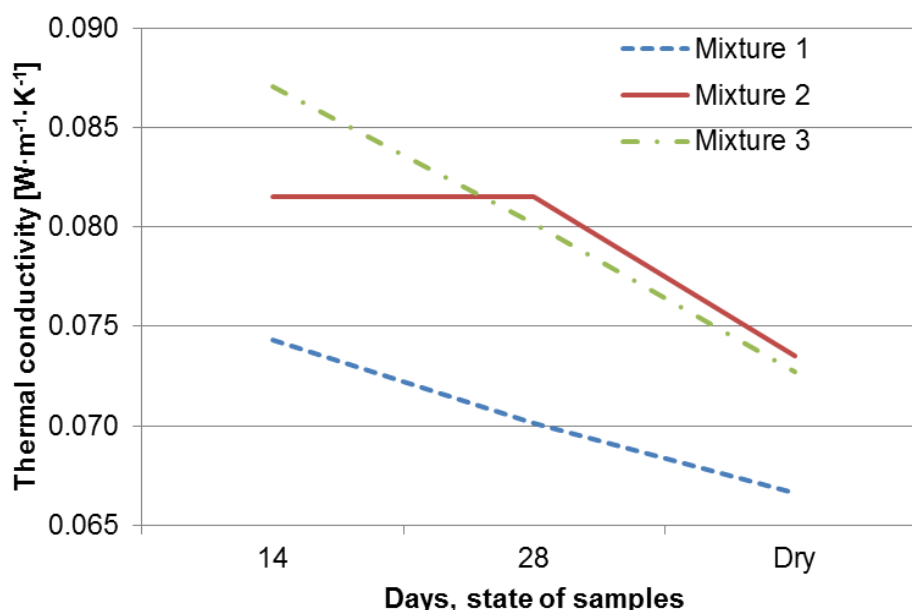
Compressive strength  $f_c$  and flexural strength  $f$  were determined on the test specimens after 14 and 28 days of aging. The average values of these properties are listed in Table 3 below. Based on the measured values it can be assumed that cellulose fibers have a positive effect on mechanical properties. The best values were found in mixture 2 with cellulosic fibers of the type F-3000, the compressive strength after 28 days was  $0.73 \text{ N}\cdot\text{mm}^{-2}$  and flexural strength was  $0.55 \text{ N}\cdot\text{mm}^{-2}$ . A percentage comparison – increase in mechanical properties after 28 days in mixtures 2 and 3 relative to the reference mixture is shown in Table 4.

**Table 3: Overview of mechanical properties [own measurements data]**

Mixture	$f_{c,14\text{days}} [\text{N}\cdot\text{mm}^{-2}]$	$f_{14\text{days}} [\text{N}\cdot\text{mm}^{-2}]$	$f_{c,28\text{days}} [\text{N}\cdot\text{mm}^{-2}]$	$f_{28\text{days}} [\text{N}\cdot\text{mm}^{-2}]$
Mixture 1	0.17	0.15	0.25	0.22
Mixture 2	0.51	0.46	0.73	0.55
Mixture 3	0.39	0.36	0.61	0.52

**Table 4: Percentage comparison of increasing of mechanical properties after 28 days (Mixture 2 and 3 in comparison with reference mixture 1) [own measurements data]**

Mixture	Change- $f_{c,28\text{days}} [\%]$	Change- $f_{28\text{days}} [\%]$
Mixture 1	-	-
Mixture 2	192	150
Mixture 3	144	136



**Figure 4: Overview of average values of thermal conductivity after 14 a 28 days of aging in the dry state [own measurements data]**

## Conclusion

It can be concluded that the cellulose fibers produced by the recycling of printed materials can find their use in civil engineering. Research focused on the utilization of fibers in the development of thermal insulating plasters showed a positive effect of fibers on mechanical properties, which significantly increases the compressive strength and flexural strength compared to the reference mixture without fibers. Mixture 2 achieved a 2.9 x higher 28-day compressive strength and 2.5 times higher 28-day flexural strength compared to the reference mixture. Additionally, the workability and applicability of the mixtures containing cellulose dispersed reinforcement improved as well. A problematic area is the higher absorbability of the fibers, i.e. higher consumption of mixing water. In terms of thermal insulation properties, the mixtures with fiber reinforcement saw no improvement, but it must be noted that the achieved values were very good; the average values of thermal conductivity in dry state reached values lower than  $0.075 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ .

## List of symbols

$\rho$	bulk density
$f_c$	compressive strength
$f$	flexural strength
$\lambda$	thermal conductivity
$\mu$	water vapour resistance factor

## Acknowledgements

*This paper was elaborated with the financial support of the project No. LO1408 "AdMaS UP – Advanced Materials, Structures and Technologies", supported by the Ministry of Education, Youth and Sports under the "National Sustainability Programme I".*

## References

- [1] Ferreira S. R.: Composites Part B 95, 440 (2016).
- [2] Sawsen Ch., Fouzia K., Mohamed B., Moussa G.: Constr. Build. Mater. 54, 659 (2014).
- [3] Ashour T., Wieland H., Georg H., Bockisch F. J., Wu W.: Mater. Des. 31, 4676 (2010).
- [4] Olivito R. S., Cevallos O. A., Carrozzini A.: Mater. Des. 57, 258 (2014).
- [5] Di Bella G., Fiore V., Galtieri G., Borsellino C., Valenza A.: Effects of natural fibres reinforcement in lime plasters (kenaf and sisal vs. polypropylene), Constr. Build. Mater. 58, 159 (2014).
- [6] Claramunt J., Fernandez-Carrasco L. J., Ventura H., Ardanuy M.: Constr. Build. Mater. 115, 230 (2016).
- [7] Pacheco-Torgal F., Jalali S.: Constr. Build. Mater. 25, 575 (2011).
- [8] Ardanuy M., Claramunt J., Toledo Filho R. D.: Constr. Build. Mater. 79, 115 (2015).
- [9] Tonoli G. H. D, Santos S. F, Savastano F., Delvasto S., Mejía de Gutiérrez R., Lopez de Murphy M. D. M.: Cem. Concr. Compos. 33, 225 (2011).
- [10] Zach J.; Hela R.; Hroudová J.; Sedlmajer M.: ZBORNÍK z konferencie s medzinárodnou účasťou Poruchy a obnova obalových konštrukcií budov (Technická univerzita Košice, Fakulta stavební, ed.), p. 121. Technická univerzita Košice, Košice 2012.

## **Novinový papír, jako vstupní surovinový zdroj pro výrobu vláken, využitelných nejen ve stavebnictví**

**Jitka HROUDOVÁ, Jiří ZACH, Martin SEDLMAJER, Vítězslav NOVÁK**

Brno University of Technology, Faculty of Civil Engineering, Centre AdMaS, Purkyňova 139, 612 00 Brno

e-mail: [hroudova.j@fce.vutbr.cz](mailto:hroudova.j@fce.vutbr.cz)

### **Souhrn**

Spotřeba papíru se v posledních letech v rámci ČR přestala razantně zvyšovat, jako tomu bylo v předchozích dekádách, nicméně se mění hlavní oblasti využití papíru. Velmi výrazný je segment reklamních letáků, prospektů, novin a dalších tiskovin, které lze po skončení svého účelu poměrně obtížně znovu upotřebit. Vhodnou technologickou úpravou těchto materiálů na bázi celulózy je možné získat recyklovaná, převážně přírodní vlákna s danými parametry.

Příspěvek popisuje možné využití těchto vláken jako lehkou, přírodní, rozptýlenou výztuž do kompozitních stavebních materiálů. Konkrétně jsou popsány výsledky práce zaměřené na vývoj tepelně izolačních omítek obsahujících recyklovaná vlákna na přírodní bázi. Vývojem lehkých omítek se odborníci na Vysokém učení technickém, Fakultě stavební věnují již řadu let. Vzhledem ke stále neuspokojujícím výsledkům v oblasti mechanických vlastností u vyvíjených materiálů byly aplikovány do již navržených receptur omítkovin recyklovaná vlákna na bázi celulózy. Jejich hlavní funkcí bylo zlepšit mechanické vlastnosti a zamezit případnému smrštění omítek a následnému vzniku mikrotrhlin. Cílem prací bylo získat lehké omítkoviny s dobrými tepelně izolačními a mechanickými vlastnostmi.

Na základě vyhodnocení výzkumných prací lze konstatovat, že při aplikaci odpadních celulózových vláken do lehkých, tepelně izolačních omítek došlo k výrazně lepší zpracovatelnosti čerstvých malt v porovnání s maltami o stejném složení, ale bez přídavku výztužných vláken. Při porovnání dosažených mechanických vlastností u referenční receptury bez vláken a recepturami s celulózovými vlákny bylo zjištěno výrazné zvýšení pevnosti v tlaku, až o 192 %, u pevnosti v tahu za ohybu byla zjištěna hodnota až o 150 % vyšší.

**Klíčová slova:** Novinový papír, odpadní vlákna, recyklace, tepelně izolační omítky, rozptýlená výztuž.

# Design of the composition of lightweight concrete floor with self-rising function, based on the reaction of hydrogen peroxide with calcium hypochlorite using secondary raw materials

Eva TŮMOVÁ, Rostislav DROCHYTKA

Brno University of Technology, Faculty of Civil Engineering, Veveří 331/95,  
602 00 Brno, Czech Republic

e-mail: [tumova.e@fce.vutbr.cz](mailto:tumova.e@fce.vutbr.cz), [drochytka.r@fce.vutbr.cz](mailto:drochytka.r@fce.vutbr.cz)

## Summary

*This paper is dedicated to the research in a field of lightweight building materials. In this case it is the screed for floors with aggregate of recycled glass Liaver. The screed is aerated with reaction of hydrogen peroxide with calcium hypochlorite. This reaction is very vigorous and only a small part of the released oxygen is entrapped in the matrix of the screed. However, the samples are sufficiently aerated, but the downside beside the course of the reaction and the large heat release are also the calcite clusters formed in the matrix as a result of the reaction. If this method will be applied in the industry, it must be largely modified and the reaction must be controlled.*

**Keywords:** screed, aerated concrete, secondary raw material, recycled glass aggregate

## Introduction

The main topic of this paper is the development of a new flooring material made of waste materials and by products. The material should be based on foam concrete or non-autoclaved aerated concrete. Because there was a need to develop a material which will combine both direct and indirect lightening, the list of all possible aggregated was created. Those aggregates should make a replacement for the usual non-lightweight natural aggregate. The chosen aggregates were optimized through economical and other criterions. As the best aggregate for this type of material, the aggregate Liaver was chosen. The reduced density of flooring material can improve overall acoustic and thermal conductivity parameters of the construction. It can also benefit the construction with lower static load.

## Aerating agents and aerated concrete

The most common aerating agent used in concrete production is aluminum powder. Other metal powders, such as calcium, magnesium, zinc, barium and lithium can be used. It is also possible to use other aerating or rising agents, such as hydrogen peroxide with calcium hypochlorite, carbonic diamide (urea) with sodium hypochlorite and other reactions. The principle behind this method is rising of the mixture with formation of pores within the matrix of the mixture combined with the release of gas.<sup>1</sup>

## Screed aerated with the reaction of hydrogen peroxide and calcium hypochlorite

The ingredients mentioned above are known as a theoretical mixture for the production of aerated concrete. In the industry, the most common material used is the aluminum powder. The reaction of hydrogen peroxide with calcium hypochlorite is not largely used and it is described very little in the literature with the mixing ratio completely missing. In these mixtures calcium hypochlorite with available chlorine  $\geq 30\%$  and technical grade  $30\%$  hydrogen peroxide were used.

For those reasons, the mixture had to be proposed experimentally. For purpose of this paper, only the mixture containing aggregate made of recycled glass Liaver will be described. The amount of hydrogen peroxide added to the mixture was increasing and the subsequent reaction was monitored.

### The proposal and testing of the mixtures

At first, the dry blend was created. This blend contained cement, calcium hypochlorite and aggregate. Then the dry blend was mixed with water with a certain percentage of hydrogen peroxide. As a result a vigorous reaction occurred and the major part of the produced gas – atmospheric oxygen was coming out of the blended mixture. Only a small part of the gas was entrapped in the matrix of the fresh mixture. This also resulted in immediate improvement of consistency of the mixture as it considerably lightens and becomes more plastic. The formulas A, B and C did not contain any Liaver, so those formulas were left out of this paper.

A big disadvantage for this method was a large heat generation during the reaction and therefore quick hardening of the mixture. This can be treated by addition of some hardening retarders.

**Table 1: Implemented experimental formulas D**

Implemented experimental formulas D							
SAMPLE Nr.	CEM 42,5	CALCIUM HYPOCHLORITE	AGGREGATE 0-4 mm	WATER	HYDROGEN PEROXIDE	LIAVER 0-2 mm	LIAVER 2-4 mm
1	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]
2	260	260	400	400	45	260	120
3	260	260	300	400	45	80	180
4	260	260	300	400	45	100	100
5	260	260	140	400	45	130	130

**Table 2: Implemented experimental formulas E with higher amount of cement**

Implemented experimental formulas E							
SAMPLE Nr.	CEM 42,5	CALCIUM HYPOCHLORITE	AGGREGATE 0-4 mm	WATER	HYDROGEN PEROXIDE	LIAVER 0-2 mm	LIAVER 2-4mm
1	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]
2	360	120	540	420	40	90	90
3	360	120	540	420	40	180	-
4	360	120	540	420	40	-	180
5	360	120	360	420	40	260	100
6	360	120	360	420	40	100	260
7	360	120	648	420	40	72	-

**Table 3: Implemented experimental formulas F with higher amount of calcium hypochlorite**

Implemented experimental formulas F							
SAMPLE Nr.	CEM 42,5	CALCIUM HYPOCHLORITE	AGGREGATE 0-4 mm	WATER	HYDROGEN PEROXIDE	LIAVER 0-2 mm	LIAVER 2-4 mm
1	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]
2	120	360	540	420	70	90	90
3	120	360	540	420	70	180	-
4	120	360	540	420	70	-	180
5	120	360	360	420	70	260	100
6	120	360	360	420	70	100	260

## Results

### **Bulk density of fresh mixture**

To determine the behavior of the pores in the fresh mixture, the bulk density of the fresh mixture was measured. Since the fresh mixture was still reacting, all of the mixtures were measured in same time interval. The figures below are only tentative, due to the unstable course of the reaction. The intensity of the gas release may vary considering the time and any additional external factors.<sup>3</sup>

**Table 4: Bulk density of fresh mixture**

Sample nr.	Bulk density of fresh mixture [kg.m <sup>-3</sup> ]		
	Mixture		
	D	E	F
1	960	980	1160
2	1020	1160	1160
3	1080	940	1200
4	980	940	980
5	1240	820	920
6		800	1400
7		1280	



**Figure 1: The typical appearance of the fresh mixture in a mold**

As it is visible from table 4, the impact of added hydrogen peroxide and calcium hypochlorite on the bulk density of the fresh mixture was not linear. Even the amount of added lightweight aggregate Liaver had little to none direct impact on the bulk density. It is safe to say, that the bulk density of the fresh mixture is dependent mainly on the course of the reaction and the amount of oxygen entrapped in the matrix.

## The results of physico-mechanical tests

Table 5: The results of physico-mechanical tests <sup>3</sup>

Mixture	Bulk density	Compressive strength	Flexural strength	Surface hardness
	[kg.m <sup>-3</sup> ]	[N.mm <sup>-2</sup> ]	[N.mm <sup>-2</sup> ]	[N.mm <sup>-2</sup> ]
D1	670	0,2	0,2	0,4
D2	700	1,5	0,7	3,7
D3	720	0,4	0,4	0,6
D4	570	0,2	0,3	0,4
D5	860	0,7	0,4	0,8
E1	660	0,2	0,2	0,4
E2	750	0,9	0,6	1
E3	620	0,9	0,4	0,8
E4	680	2	0,8	1,6
E5	940	1,8	0,8	1,3
E6	670	1,8	0,8	1,4
E7	860	1	0,5	0,7
F1	800	0,4	0,3	0,6
F2	820	0,3	0,4	0,6
F3	820	0,3	0,3	0,4
F4	710	0,5	0,4	0,7
F5	680	0,7	0,5	0,7
F6	920	0,4	0,4	0,4

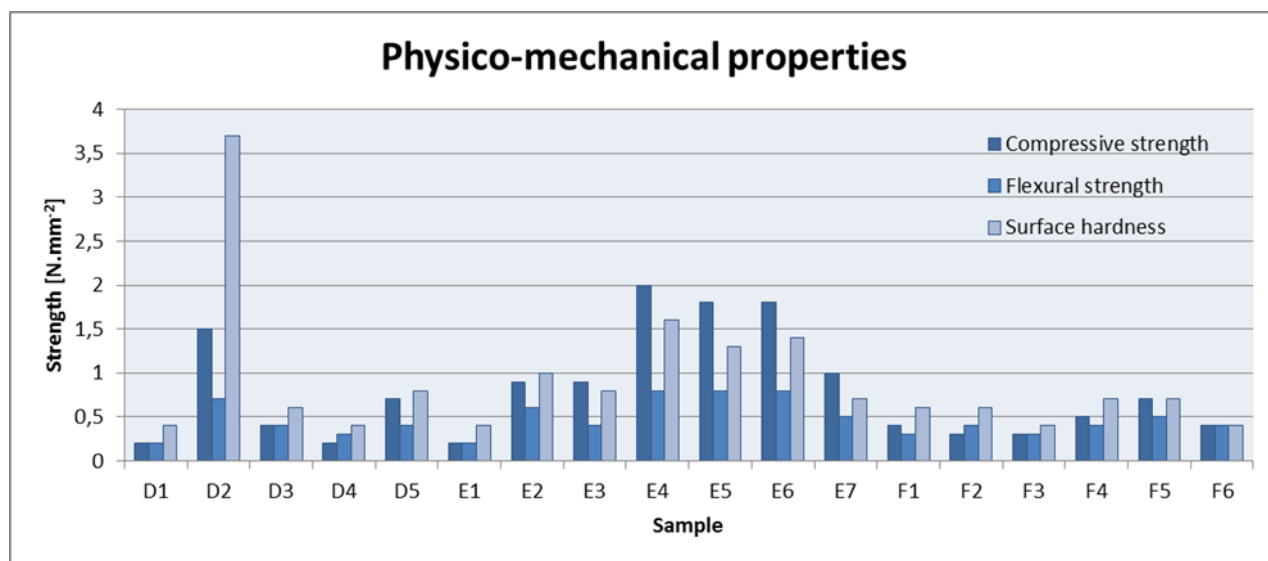


Figure 2: The results of physico-mechanical tests

As it could be predicted from the behavior of the fresh mixture, the results of physico-mechanical tests on the hardened and cured samples were very diverse. At first sight, there is no visible pattern in the results, but further exploration may show some interesting facts. The first interesting fact is that the surface hardness of the group of samples D2 is much higher, than the surface hardness of the rest of the samples and that it is even in disproportion to the compressive strength. This may be due to the accumulation of harder aggregate on the side of the mold, where the surface hardness is measured. This supposedly occurred due to the partly instable reaction.

In the group of samples with formula E, the samples E4, E5 and E6 stand out with higher compressive and also flexural strength. The surface hardness is in the proportion to the compressive strength. In those samples was a disproportion in the cement-calcium hypochlorite ratio (3:1). The higher strength of the samples is because of the high amount of cement contained in them.

The last group of samples had an inverse cement-calcium hypochlorite ratio to the previous (1:3). It is safe to state, that the higher amount of calcium hypochlorite had a negative impact on the compressive strength. On the other hand, the flexural strength is in a big disproportion to the compressive strength and in the case of samples F2, F3 an F6 is the same or even higher, than the compressive strength. This was mainly because of the small amount of cement, but the calcium hypochlorite had an enhancing effect on the flexural strength.



**Figure 3: Typical appearance of hardened samples**

During the 28-day aging period the samples were visually compact and coherent. The structure had a typical gray color with white clusters of calcite. Due to the later evaluation of appearance and strength, some samples were kept in a laboratory environment. After a year these samples gained white to yellow color, they began to crumble and the break showed coarse pores almost to the bone structure. For the microstructure analysis (XRD, SEM and DTA scanning) was chosen one sample, as the results of those analysis were not predicted to vary.



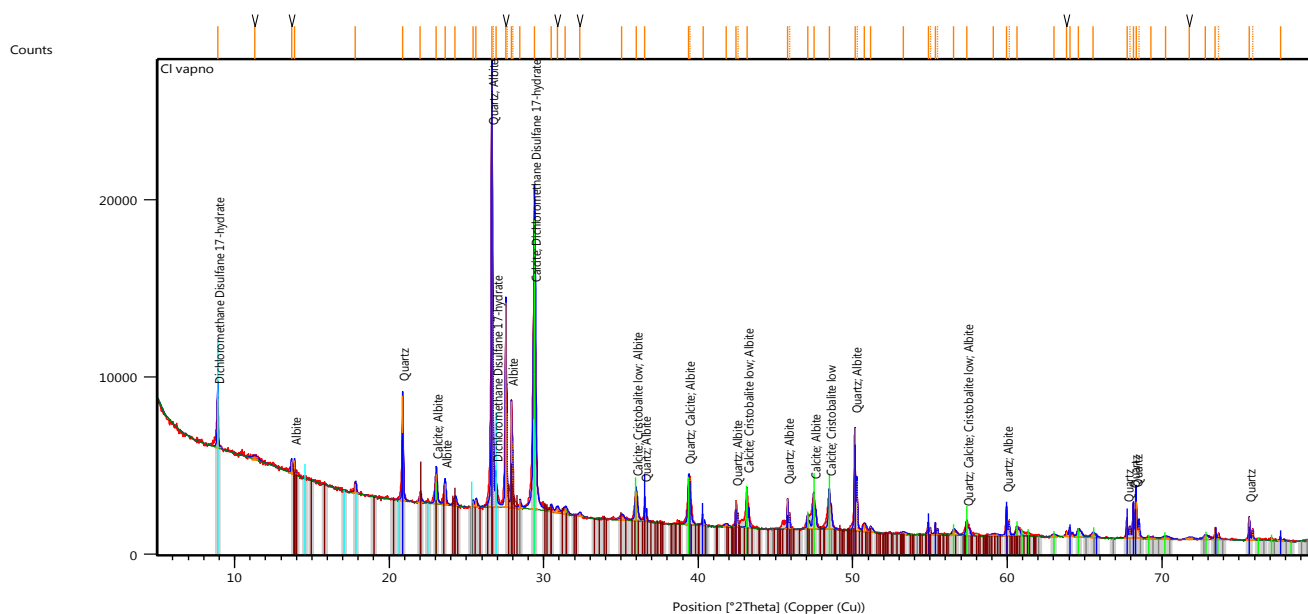
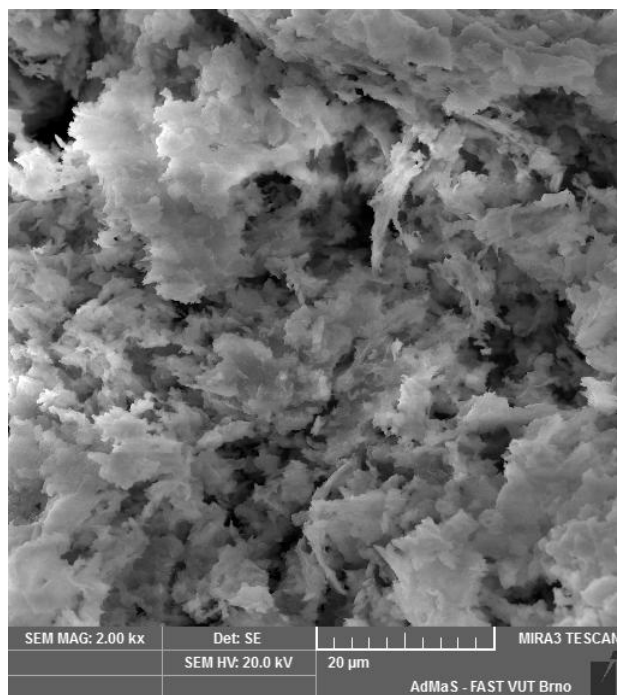


Figure 4: Results of XRD – analysis

Table 5: Assessment table for the XRD – analysis

Display Color	Compound Name	Chemical Formula	Mineral Name
Blue	Quartz	SiO <sub>2</sub>	Quartz
Lime	Calcite	CaCO <sub>3</sub>	Calcite
Gray	Cristobalite low	SiO <sub>2</sub>	Cristobalite low
Maroon	Albite	NaAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	Albite

DTA analysis did not show anything special, the presence of free and bound water in CSH gel and the content of calcite were confirmed. This was also verified with XRD-analysis, which showed also other minerals such as quartz, cristobalite and albite probably originating from aggregate. On the images from the electron microscope there is seen distorted structure, the cement paste that is not similar to any other pictures, where, as the aerating agent the aluminum powder was used, or additives added. The XRD analysis also confirmed that the white clusters in the matrix are indeed clusters of calcite. In addition to large pores of 2-4 mm in size, in the matrix there were also created pores smaller in size from 150 to 350 microns. The pores formed by this reaction are much greater than it is in the pores formed by reaction with aluminum powder.



**Figure 5: SEM of typical sample with corrupted structure**



**Figure 6: Structure of typical sample with the irregular structure**

## Conclusion

Although the use of the reaction of calcium hypochlorite with hydrogen peroxide was not suitable in the conclusion for the floor screeds production because of the complexity of the mixture making, speed of the reaction, inability to control the reaction, work safety (leads to the release of odor) and the inability to repeat the results in a sufficiently stable degree, it was the most interesting part of the project. The calcium hypochlorite reacts vigorously with hydrogen peroxide. In this reaction occurs, in addition to the formation of pores, also the formation of calcite clusters, which cannot be dispersed to mix or otherwise

prevented. The samples degraded over time and after about a year changed the color to white to yellow. Also, the formation of pores was evident even after the hardening, as in the samples appeared very interesting almost to bone structure. The odor from this screed is caused by chlorine gas and if used in a construction, this would be a source of chlorine ion in the construction. Although floor screed produced by the reaction of hydrogen peroxide with calcium hypochlorite is not suitable in this form for the production of lightweight floors, the knowledge gained during this research may be used for further research.

## Acknowledgement

This paper has been worked out under the project No. LO1408 "AdMaS UP – Advanced Materials, Structures and Technologies", supported by Ministry of Education, Youth and Sports under the „National Sustainability Programme I”.

## References

1. DROCHYTKA, R.: „Lehké stavební látky“, studijní opora VUT v Brně, 2006 (in czech)
2. BODNÁROVÁ, L.: „Kompozitní materiály ve stavebnictví“, Brno, Akademické nakladatelství CERM, 2002, 122s., ISBN 80-214-2266-1 (in czech)
3. KAPČUK, P.: Lehčené podlahy na bázi pěnobetonů a plynobetonů s využitím druhotných surovin, Brno, 2013. 90 s. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební
4. SVOBODA, L. a kol. Stavební hmoty. Nakladatelství JAGA GROUP, s. r. o.; 2004, 471 stran, ISBN 978-80-8076-057-1. (in czech)
5. PÍCHA, F.: Expandované stavební hmoty, Sborník geologických věd, 02. 02. 1961 (in czech)
6. NARAYANAN, N. & RAMAMURTHY, K., 2000. Structure and properties of aerated concrete: a review. *Cement and Concrete Composites*, 22(5), pp.321–329. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0958946500000160>
7. NARAYANAN, N. & RAMAMURTHY, K.,. Microstructural investigations on aerated concrete. *Cement and Concrete Research [online]*. 2000, roč. 30, č. 3, s. 457–464 [vid. 2016-05-17]. ISSN 00088846. Dostupné z: doi:10.1016/S0008-8846(00)00199-X

## Návrh složení lehčeného podlahového potěru se samonakypřovací funkcí na bázi reakce peroxidu vodíku s chlornanem vápenatým s použitím druhotných surovin

Eva TŮMOVÁ, Rostislav DROCHYTKA

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Veveří 331/95, 602 00 Brno  
e-mail: [tumova.e@fce.vutbr.cz](mailto:tumova.e@fce.vutbr.cz), [drochytka.r@fce.vutbr.cz](mailto:drochytka.r@fce.vutbr.cz)

### Souhrn

Tento příspěvek je věnován problematice lehčených stavebních materiálů. V tomto případě se jedná o podlahový potěr na bázi pórobetonu s plnivem z recyklovaného skla Liaver. Tento potěr je vylehčen pomocí reakce peroxidu vodíku s chlorovým vápnem. Tato reakce probíhá velmi bouřlivě a jen malá část uvolněného kyslíku je zachycena v matrici potěru. I přesto však jsou vzorky dostatečně vylehčené. Kromě průběhu reakce a velkého vývinu tepla je další nevýhodou tvorba kalcitových shluků, které se nedají rozmíchat, ani je jejich vzniku nedá nijak zabránit. Pokud by měla být tato metoda použita v průmyslu, musela by se dále modifikovat a reakce by musela probíhat kontrolovaně.

**Klíčová slova:** potěr, pórobeton, druhotné suroviny, plnivo z recyklovaného skla

### Poděkování

Příspěvek byl vytvořen v rámci řešení projektu č. LO1408 "AdMaS UP – Pokročilé stavební materiály, konstrukce a technologie" podporovaného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy v rámci účelové podpory programu „Národní program udržitelnosti I”.

## Využití alternativních materiálů pro modifikaci systémů ETICS

Eva TŮMOVÁ, Rostislav DROCHYTKA, Vít ČERNÝ

Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Veveří 331/95, 602 00 Brno

e-mail: [tumova.e@fce.vutbr.cz](mailto:tumova.e@fce.vutbr.cz), [drochytka.r@fce.vutbr.cz](mailto:drochytka.r@fce.vutbr.cz), [cerny.v@fce.vutbr.cz](mailto:cerny.v@fce.vutbr.cz)

### Souhrn

Zateplovací systém ETICS se poprvé začal využívat České republice až v roce 1993, kdy byl použit přibližně na půl milionu metrů čtverečních zástavby. V současné době je již tento systém prováděn na většině stávajících i nově zkonstruovaných budov. Objem současné produkce tohoto výrobku činí kolem 16 mil. m<sup>2</sup>, což řadí Českou republiku na přední místo produkce na jednoho obyvatele v Evropě.

V současné době se obilná sláma, zejména pšeničná a žitná, někdy využívá ke stavbě slaměných domků pomocí slaměných balíků, jako tepelně-izolační výplně zdí dřevěné konstrukce. Také, ale méně často, je balíková sláma využívána jako dodatečná tepelná izolace obytných domků. Tento článek se zabývá možností využití slámy jako tepelného izolantu.

Pojení izolačních desek ze slámy cementem se jeví jako vhodné díky dosaženým fyzikálně-mechanickým vlastnostem. Další výhodou tohoto pojiva je tzv. stabilizace organického plniva, tj. zamezení vzniku negativních vlivů vlivem právě použití organického plniva, tedy slámy. Při následném použití v systému ETICS vytváří cement vhodný podklad pro přilnutí stěrky a dalších materiálů, kdy riziko praskání a odlučování povrchové úpravy je sníženo minerálním charakterem povrchu desek.

**Klíčová slova:** ETICS, kontaktní zateplovací systém, tepelná izolace, odpad, druhotné suroviny, recyklace, zpracování odpadů, sláma

### Úvod

Vývoj izolačních materiálů v České republice navazuje na vývoj nových materiálů a jejich použití ve stavebnictví v zahraničí. V současné době otevřeného obchodu a přístupu k informacím tento trend vede k rychlým reakcím na novinky na zahraničních trzích. Z tohoto důvodu se dá říci, že rozdíly mezi státy jsou nepatrné a liší se zejména v objemu použitých určitých druhů materiálů v závislosti na požadavcích vyplývajících např. z technologické vyspělosti států, z různých klimatických podmínek a bohatství surovin pro výrobu tepelně izolačních materiálů.<sup>1</sup>

Zateplovací systém ETICS se poprvé začal využívat České republice až v roce 1993, kdy byl použit přibližně na půl milionu metrů čtverečních zástavby. V současné době je již tento systém prováděn na většině stávajících i nově zkonstruovaných budov. Objem současné produkce tohoto výrobku činí kolem 16 mil. m<sup>2</sup>, což řadí Českou republiku na přední místo produkce na jednoho obyvatele v Evropě.<sup>3</sup>

Trendy ve využívání slámy se mění s časem, požadavky spotřebitelů a technickou vyspělostí. V současnosti se setkáváme s oživením tradičních materiálů, jako je např. sláma ve spojení s novými technologiemi výroby stavebních materiálů. Zde se naskýtají nové příležitosti k zařazení těchto tradičních materiálů mezi plnohodnotné stavební materiály. V současné době se obilná sláma, zejména pšeničná a žitná, někdy využívá ke stavbě slaměných domků pomocí slaměných balíků, jako tepelně-izolační výplň zdí dřevěné konstrukce. Také, ale méně často, je balíková sláma využívána jako dodatečná tepelná izolace obytných domků. Tento článek se zabývá možností využití slámy jako tepelného izolantu.<sup>1</sup>

## Návrh skladby pro zateplení obilnou slámou

### Uložení:

- Konzolovitá konstrukce
- Konzolovitě působící deska I.NP
- Vlastní základ

Specifickým prvkem při návrhu zateplovacího systému ze slámy je uložení na konstrukci schopnou přenášet zatížení od působení gravitačních sil na slaměné balíky. Při návrhu vycházíme z tloušťky tepelné izolace, která činí přibližně 30 cm, kde tato tloušťka je odvozena od způsobu zpracování a tvarové stability izolantu. Na tuto konstrukci je možno osadit a připevnit kolíky, jejichž účelem je propíchnutí první řady balíků, čímž dochází k jejich stabilizaci.

### Kotvení:

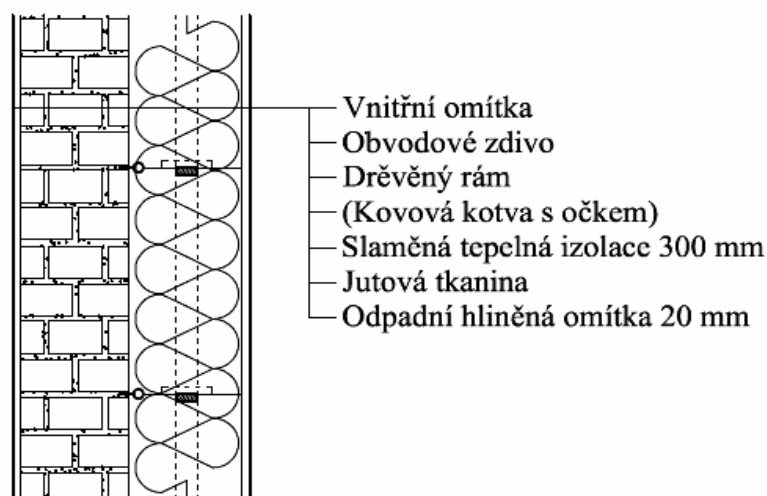
- Do dřevěných rámu
- Vázáním kovovým drátem o konstrukci stěny
- Propichováním (pomocné)
- Kombinace

Kotvicí proces spočívá v ukotvení slaměných balíků ke konstrukci tak, aby bylo zamezeno vzniku nerovností vlivem boulení a zabráněno sacím silám větru tuto konstrukci narušit. K tomuto účelu jsou vhodné prvky pomocné jako dřevěné kůly, nebo vazací drát, jejichž spojením s rámovou konstrukcí nebo konstrukcí obvodové stěny se zabrání těmto vlivům. Bez použití rámové konstrukce a slaměné izolace vkládané na vazbu je možnost využít rovněž pomocného kotvení propichováním a vázáním kovovým drátem k obvodové stěně. Vazací drát může být uvázán na kotvu s očkem, která je buď mechanicky kladivem nebo na maltu připevněna do obvodové stěny.

### Povrchová úprava:

- Hliněná
- Vápenná

V případě výběru povrchové úpravy bylo rovněž přihlédnuto k původu tepelného izolantu. Důvodem k nevhodnosti použití minerální omítky je, že sláma je tvořená z přibližně 45 % celulózy, která by zabraňovala tuhnutí a tvrdnutí cementu v omítce. Oba druhy zvolené omítky se již v minulosti, ale i v současné době, využívají pro stavbu slaměno-hliněných domků, kde se kompatibilita mezi těmito materiály osvědčila. Jako výztužný prvek proti smršťovacím silám v hliněných omítkách mohou být použity rákosové rohože, rabicové pletivo, jutová tkanina, ale také skleněná výztužná síťovina. V případě hliněné omítky se jedná minimálně o dvě vrstvy, kde první vrstva má za úlohu vyrovnat povrch a další vrstvy slouží k zahlázení smršťovacích trhlinek předešlých vrstev. U obou druhů omítky se ale rovněž počítá s vrstvou několika centimetrů.<sup>1</sup>



Obrázek 1: Návrh skladby KZS ETICS s tepelnou izolací z obilné slámy

### **Požadavky na konstrukci:**

- Přesah střechy
- Velikost okenních otvorů

Tloušťka izolační vrstvy v značné míře způsobí vysunutí konstrukce do prostoru a větší prohloubení vytvořených okenních otvorů. Z tohoto prohloubení vyplývá, že vliv na osvětlení bude nezanedbatelný a je nutno počítat při návrhu konstrukce s většími okenními otvory.

**Tabulka 1: Výhody a nevýhody návrhu KZS ETICS s tepelnou izolací z obilné slámy**

<b>Výhody</b>	<b>Nevýhody</b>
Po dosloužení možnost biologické samodegradace nebo recyklace	Degradace ve styku s vodou a vysokou relativní vlhkostí vzduchu
Prodyšnost	Využití zejména ve vesnickém prostředí
Cena	Relativně pracný proces montáže
Není nutná podkladní vyrovnávací vrstva	Vliv na osvětlení obytného prostoru

### **Pojiva**

Výběr vhodného pojiva závisí zejména na teoretické kompatibilitě materiálů se slámou. Dalšími kritérii jsou také kontakt samotných pojících materiálů s externím prostředím, tepelně-izolační vlastnosti, biologická odbouratelnost, pojící potenciál, popřípadě cena, je-li obecně známa. Pro teoretický výběr vhodného pojiva byl sestaven výpis z katalogu odpadů Ministerstva životního prostředí evidovaných jako odpad ostatní a seznam současně známých pojících látek. Z obou seznamů byly následně vybrány teoreticky vhodné materiály pro pojení se slámou. Další selekce je odůvodněná omezenou dostupností některých materiálů, a proto nemohly být odzkoušeny všechny varianty.

Ze seznamu současně známých pojiv, byly na základě teoretického výběru zvoleny následující materiály:

- Cement
- Vápno
- Kaseinové lepidlo
- Kaučukové lepidlo
- Polyvinylacetátové lepidlo
- Polyvinyléterové lepidlo
- Polyesterové lepidlo
- Lepidlo z chlorovaného PVC
- Bikomponentní vlákna
- Lepidlo z kukuřičného škrobu
- Sójový proteinový izolát
- Mycelium dřevokazné houby

## **Experimentální část**

### **Výběr konkrétních surovin**

Z výše uvedených pojiv byl jako pojivo pro experimenty se slámou zvolen cement, zejména kvůli jeho dostupnosti a alkalickému charakteru. Protože sláma je relativně lehce degradabilní materiál, alkalické prostředí by ji teoreticky mohlo chránit před biologickou degradací. Cement je v současnosti nejpoužívanější materiál ve stavebnictví a zde působí také jako zástupce minerálních pojiv. Cement, který byl na výrobu izolačních desek používán, vyrábí firma Českomoravský cement, a.s. a jedná se o cement CEM II/B-M (S-LL) 32,5 R dodaný v 25kg pytlí.

Jako plnivo byla použita sláma žitná (dále jen sláma) zlatožluté barvy z okolí Slavkova, která byla dopravena ve formě balíků o rozměrech cca 400x500x800 mm a s objemovou hmotností cca

130 kg.m<sup>-3</sup>. Balíky obsahovaly slámu s délkami stébel cca od 30 –350 mm s krátkodobou nasákavostí při úplném ponoření cca 490 % hmotnostních (dle ČSN EN ISO 15148) a vlhkostí 12 % (dle ČSN EN ISO 12570). Sláma byla využívána ve volně sypané formě, kde dosahovala objemové hmotnosti cca 20 kg.m<sup>-3</sup> dle ČSN 72 7302.



**Obrázek 2: Ilustrativní fotografie použité volně sypané slámy**

### **Vytváření slaměno-cementových tepelně-izolačních desek**

Vzorky jednotlivých poměrů plniva a pojiva byly míchány ručně v plastové vaničce, z důvodu poměrně velkého objemu volně sypané slámy. Před namícháním směsi bylo nutno dřevěné formy opatřit balicí fólií z důvodu nasákavosti dřeva a možného následného bobtnání, které by mohlo způsobit poruchy formy.



**Obrázek 3: Příprava cementového mléka, vylití do plastové vaničky se slámou a následné ruční míchání**

Plnění forem se provádělo periodicky, a to tím způsobem, že po vložení určitého množství se nejdříve vyplnily rohy formy a následně se plnil střed, který byl ručně stlačován. Po vkládání další vrstvy bylo vynaloženo úsilí o propojení jednotlivých vrstev mezi sebou rozrušením primární vrstvy a následným zatlačováním obou vrstev do rohů a znovu do středu.



**Obrázek 4: Plnění formy směsí slámy a cementového tmelu**

Takto se proces opakoval až do naplnění formy. Po naplnění formy se na povrch vložila přítlačná deska a silou  $F = 800 \text{ N}$  byl materiál stlačen a následně odtížen tak, aby se materiál mohl znovu roztáhnout a vytlačil přítlačnou desku na potřebnou tloušťku 80 mm.



**Obrázek 5: Zatěžování silou  $F = 800 \text{ N}$  na přítlačnou desku formy**

Po zatlačení přítlačné desky se vysunou pojistné hřebíky a forma se tak stává uzavřenou do doby odformování, což bylo cca 24 hod kvůli zatvrdnutí cementu. Vzorky zrají 28 dní kvůli hydrataci cementu a kvůli odpaření zbytkové vlhkosti.



## Výsledky a diskuse

### Charakteristika vlastností slaměno-cementových desek

Po namíchání všech navržených směsí se zjišťovalo, které zvolené poměry cementu ke slámě jsou schopny spojit tyto materiály a zda cementový tmel dokáže obalit celá stébla slámy tak, aby vznikl kompaktní materiál. Snahou bylo dosáhnout co nejmenšího poměru cementu k slámě jak z důvodu ekonomického, tak z důvodu ekologického.

U vzorků s nižší dávkou cementu (poměry 1:0,9 až 1:1,2) docházelo k nedostatečnému obalení jednotlivých stébel slámy cementovým tmelem, a navíc docházelo k plesnivění materiálu. Vzorky poměru 1:1,2 se po odformování zdály být kompaktní, ale po třech dnech a odpaření určitého množství vody bylo pozorováno, že povrchové vrstvy jsou nesoudržné a stébla slámy se od sebe oddělovala.



**Obrázek 6: Slaměná deska pojená cementovým tmelem rozměrů 300x300x80 mm**

V tabulce 2 jsou znázorněny konkrétní výsledky měření fyzikálně-mechanických vlastností na slaměno-cementových tepelně-izolačních deskách vytvořených v laboratorním prostředí.

**Tabulka 2: Výsledky měření slaměných desek pojených cementovým mlékem**

Číslo vzorku	Hmotnostní poměr S : K : V	Cena pořízení materiálu na 1m <sup>2</sup> [Kč.m <sup>-1</sup> ]	Objemová hmotnost [kg.m <sup>-3</sup> ]	Součinitel tepelné vodivosti [W.m <sup>-1</sup> .K <sup>-1</sup> ]	Tepelný odpor [m <sup>2</sup> .K.W <sup>-1</sup> ]	Napětí při 10% deformaci [N.mm <sup>-2</sup> ]	Pevnost v tahu [N.mm <sup>-2</sup> ]	Krátkodobá nasákavost [kg.m <sup>-2</sup> ]
1	1 : 1,5 : 1,6	27	156	0,079	1,02	10	0	5,57
2	1 : 1,4 : 1,6	26	148	0,07	1,16	8	0	5,47
3	1 : 1,3 : 1,6	24	139	0,068	1,22	7	0	5,42
4	1 : 1,2 : 1,6	23	Vyřazen					
5	1 : 1,1 : 1,6	21	Vyřazen					
6	1 : 1,0 : 1,6	20	Vyřazen					
7	1 : 0,9 : 1,6	18	Vyřazen					

Objemové hmotnosti slaměno-cementových vzorků se pohybují v hodnotách od 139 až 156 kg.m<sup>-3</sup>. Téměř rovnoměrný pokles hodnot objemových hmotností je způsobený dávkováním cementu, který je přidáván v různých hmotnostech při stálých dávkách slámy a vody.

Z tabulky 2 je patrné splnění předpokladu, že mezi dávkou cementu a součinitelem tepelné vodivosti existuje závislost. Spolu se snižováním dávky cementu se snižoval také součinitel tepelné vodivosti. Je

to způsobeno tím, že cement zvyšuje objemovou hmotnost a přímo ovlivňuje tepelný tok vedením. Nejnižší hodnota tepelné vodivosti slaměno-cementových desek dosahovala  $0,068 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$  u poměru 1:1,3 (sláma : cement). Tepelný odpor je přepočtenou hodnotou součinitele tepelné vodivosti a tloušťky vzorků. Nejlepší hodnotu dosahoval poměr 1:1,3, a to konkrétně  $R=1,22 \text{ m}^2\cdot\text{K}\cdot\text{W}^{-1}$ .

Ubývající množství cementu mělo za následek nejen změnu fyzikálních, ale i mechanických vlastností. Změna mechanických vlastností se projevila zejména u zkoušek napětí při 10% deformaci. Nejlepší hodnota napětí rovna  $10 \text{ N}\cdot\text{mm}^{-2}$  u slaměno-cementových desek byla zaznamenána u poměru 1:1,5 (S:C). Nejméně příznivá byla naopak u poměru 1:1,3 s nejnižší dávkou cementu, kde činila  $7 \text{ N}\cdot\text{mm}^{-2}$ .

Na změny mechanických vlastností u zkoušky tahem neměly hmotnostní dávky cementu žádný vliv. Tahové pevnosti téměř všech vzorků se pohybovaly v nulových hodnotách. To bylo pravděpodobně zapříčiněno dvěma faktory. První faktor, který ovlivnil výsledek, je ten, že samotný cement nedovoluje vytvářet pružné spoje mezi materiály. To znamená, že při jakémkoliv mírném délkovém posuvu dochází k destabilizaci spoje mezi stěbly slámy a cementovým tmelem. Druhý faktor se týká samotné technologie plnění homogenizovaného materiálu (sláma, cement, voda) do forem. To bylo prováděno po několika vrstvách, u kterých byla snaha o jejich provázání mezi sebou. U některých slaměno-cementových vzorků totiž docházelo k oddělování vrstev v místě propojení při plnění forem, a to již při pouhém zatížení vlastní vahou.

Pojivový efekt cementu se zmenšoval s jeho ubývajícím množstvím ve vzorcích, a tím se také mírně měnila jejich tloušťka. Změnou tloušťky vzorků je pak voda ve styku s menším povrchem slámy, a tím je dosaženo menšího nasáknutí materiálu. Nejmenší krátkodobá nasákavost byla naměřena při částečném ponoření u poměru 1:1,3 (S:C), kde byly dosaženy hodnoty  $W_p=5,42 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ .

## Závěry

K vytvoření optimálního tepelného izolantu z alternativních zdrojů byla použita sláma, jakožto primární materiál nesoucí hlavní vlastnosti, který byl vybrán v předchozích etapách výzkumu na základě optimalizačního výpočtu. K tomuto materiálu byla vybírána pojiva na základě teoretického výběru z katalogu odpadů MŽP (ze zákona o odpadech č. 185/2001 Sb.) a ze seznamu známých pojících látek.

Pojení izolačních desek ze slámy cementem se jeví jako vhodné díky dosaženým fyzikálně-mechanickým vlastnostem. Další výhodou tohoto pojiva je tzv. stabilizace organického plniva, tj. zamezení vzniku negativních vlivů použitím organického plniva, tedy slámy. Při následném použití v systému ETICS vytváří cement vhodný podklad pro přilnutí stěrky a dalších materiálů, kdy riziko praskání a odlučování povrchové úpravy je sniženo právě minerálním charakterem povrchu desek.<sup>1</sup>

Množství cementu mělo zásadní vliv na vlastnosti slaměných desek. Při nižším množství cementu došlo dokonce k rozpadu desek a k jejich plesnivění ještě předtím, než mohly být po 28 dnech zjištěny jejich fyzikálně-mechanické vlastnosti. Z výsledků zkoušek vyplývá také fakt, že mezi dávkou cementu a součinitelem tepelné vodivosti existuje závislost. Čím menší byla dávka cementu, tím nižší byl součinitel tepelné vodivosti. Nejnižší hodnoty dosáhl v případě vzorku s poměrem slámy k cementu 1 : 1,3, tedy u vzorku s nejnižší dávkou cementu, u kterého nedošlo k destrukci před provedením zkoušek. Hodnota součinitele tepelné vodivosti u tohoto vzorku dosahovala  $0,068 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ . Pevnost v tahu dosahovala u všech vzorků nulových hodnot. Naopak pozitivně se projevilo zvýšené množství cementu u zkoušek napětí při 10% deformaci. Zde byla nejlepší hodnota zaznamenána u vzorku s poměrem slámy k cementu 1 : 1,5, a to  $10 \text{ N}\cdot\text{mm}^{-2}$ .

## Poděkování

*Příspěvek byl vytvořen v rámci řešení projektu č. LO1408 "AdMaS UP – Pokročilé stavební materiály, konstrukce a technologie" podporovaného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy v rámci účelové podpory programu „Národní program udržitelnosti I“.*

## Literatura

1. KOVÁČ, Michal. Vývoj netradičních kompozitních systémů ETICS nové generace na bázi druhotných surovin. Brno, 2012. 126 s., Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební
2. DROCHYTKA R., *Plastické látky ve stavebnictví*, VUT Brno, Akademické nakladatelství CERM, prosinec 1998, 122 s., ISBN 80-214-1148-1
3. KEJHA, P. Sláma jako možný tepelný izolant pro ETICS. In *Sborník příspěvků Mezinárodní Masarykovy konference pro doktorandy a mladé vědecké pracovníky 2011. Hradec Králové: MAGNANIMITAS, 2011. s. 480-483. ISBN: 978-80-904877-7- 2.*
4. CHYBÍK J., *Přírodní stavební materiály*, 1. vydání, Grada Publishing, a.s., 2009, 268 s., ISBN 978-80-247-2532-1
5. KUMHÁLA F., *Zemědělská technika: Stroje a technologie pro rostlinnou výrobu*, 1. vydání, ČZU Praha, Tiskárna Powerprint s.r.o., 2007, 426 s., ISBN 978-80-213-1701-7

## Alternative materials for modification of ETICS

Eva TŮMOVÁ, Rostislav DROCHYTKA, Vít ČERNÝ

Brno University of Technology, Faculty of Civil Engineering, Veveří 331/95, 602 00 Brno, Czech Republic

e-mail: [tumova.e@fce.vutbr.cz](mailto:tumova.e@fce.vutbr.cz), [drochytka.r@fce.vutbr.cz](mailto:drochytka.r@fce.vutbr.cz), [cerny.v@fce.vutbr.cz](mailto:cerny.v@fce.vutbr.cz)

## Summary

The first use of the ETICS insulating system in the Czech Republic is dated to 1993, when it was used to insulate about half a million square meters of housing. Currently this system has been implemented on a large number of existing and newly constructed buildings. The volume of the current production is about 16 million of square meters, which puts the Czech Republic at the forefront of production per inhabitant in Europe.

Currently, the cereal straw, particularly wheat and rye is sometimes used for building houses using straw bales as a heat- insulating padding for wooden walls. Also, but less frequently, parcel straw used as an additional thermal insulation of residential houses. This article deals with the possibilities of using straw as a thermal insulator.

Bonding insulating boards from straw with cement seem to be appropriate because of the achieved physico-mechanical properties. Another advantage of the cement is the stabilization of organic fillers to prevent the negative effects due to the very use of organic filler, a straw. During subsequent use in an ETICS, cement creates a suitable surface for the adhesion of mortar and other materials, where the risk of cracking and separation of surface treatment is reduced due to the mineral character of the board surface.

**Keywords:** ETICS, insulation system, insulation, waste, secondary raw materials, recycling, waste straw

## Acknowledgement

This paper has been worked out under the project No. LO1408 "AdMaS UP – Advanced Materials, Structures and Technologies", supported by Ministry of Education, Youth and Sports under the „National Sustainability Programme I”.

# Možnosti využití odpadních termoplastů ve stavebnictví

Jan ČERMÁK<sup>a</sup>, Jakub JOHN<sup>b</sup>, Stanislav ŠTASTNÍK<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Veveří 331/95, 602 00 Brno

<sup>b</sup> VIA ALTA a.s., Okružní 963/5, 674 01 Třebíč

e-mail: [cermak.j@fce.vutbr.cz](mailto:cermak.j@fce.vutbr.cz), [john@via-alta.cz](mailto:john@via-alta.cz), [stastnik.s@fce.vutbr.cz](mailto:stastnik.s@fce.vutbr.cz)

## Abstrakt

Vzhledem ke stále se zvyšující spotřebě plastových materiálů se jejich znovuvyužití stává velmi aktuální otázkou. Recyklace vyčištěného jednodruhového plastového odpadu je jednoduchá, takové produkty lze použít jako surovinu nebo příměs při výrobě nových produktů. Problémem zůstává energetická, ekonomická i environmentální náročnost pro třídění, čištění a případnou regranulaci odpadů na vhodnou vstupní surovinu. Tento problém je možné vyřešit pomocí technologie, která bude schopna zpracovávat nevytříděné a vícedruhové odpadní termoplasty v dále využitelné produkty.

**Klíčová slova:** recyklace, odpad, plastbeton, polymerbeton, termoplasty

## Úvod

Asi od poloviny minulého století se neustále zvyšuje produkce plastů, v posledních letech představuje průměrný roční růst téměř 9 %. Pro rok 2020 se předpokládá objem výroby plastů na světě ve výši 400 milionů tun a pro rok 2050 více než 700 milionů tun. Z pohledu životnosti aplikací plastů jde z asi 40 % o dlouhodobé aplikace a 60 % o krátkodobé aplikace, nejčastěji o obaly pro potraviny.

Pro udržitelný rozvoj zpracování, výroby i spotřeby je potřebné efektivní řešení využití odpadů. Na odpadní plasty je třeba nahlížet jako na surovinový a energetický zdroj. Kritéria, kdy se plast stává odpadem, řeší Evropská komise již několik let prostřednictvím IPTS – Institut for Prospective Technological Studies ve Španělsku a první pracovní verze dokumentu byla diskutována roku v roce 2012 „End-of-Waste Criteria for Waste Plastic for Conversion – Technical Proposals“.

Současný systém nakládání s odpady vychází ze zásad v hierarchii dle priorit: předcházení vzniku odpadů, opětovného použití výrobků, recyklaci a kompostování, energetické využití a skládkování. Odpad je proto stále častěji považován za výrobní prostředek a event. zdroj energie. Této filosofii se musí přizpůsobit i plastikářský průmysl, když se podílí na plnění evropských rozhodnutí k těmto problémům:

- Waste Framework Directive – 2008/98/EC s cíli pro rok 2020 – využití 50 % hmotnosti komunálních odpadů a 70 % odpadů ze stavebnictví a demolic – týká se všech odpadních plastů. Do roku 2020 se má recyklovat 70 % komunálních odpadů a 80 % obalů (60 % plastů).
- Landfill Directive – 99/31/EC – snižování biodegradabilních odpadů na skládkách – týká se i bioplastů.
- Waste Shipment Regulation – 1013/2006 – vývoz a dovoz nebezpečných odpadů v rámci EU.
- Incineration Directive – 2000/76/EC – spalování odpadů
- End of Life Vehicles (ELV) – 2000/53/EC – plasty z autovraků
- Packaging Directive – 94/62/EC – obalové plasty
- Waste of Electric and Electronic Equipments (WEEE) – 2002/96/EC – aplikované plasty.
- Nařízení EP a Rady č. 1907/2006 – REACH – chemický zákon.
- Kvalitativní standardy CEN pro plastové recykláty.
- Omezení skládkování (zákaz) využitelných odpadů do roku 2024. [4]

Z výše uvedeného vyplývá, že efektivní odstraňování odpadů na bázi termoplastů je v České republice nezbytné. Mnohostranné využití plastů vytváří jednak značný tlak na dostatečné surovinové zdroje a naopak po využití vzniklé odpady vytvářejí značný kvantitativní a kvalitativní problém jak

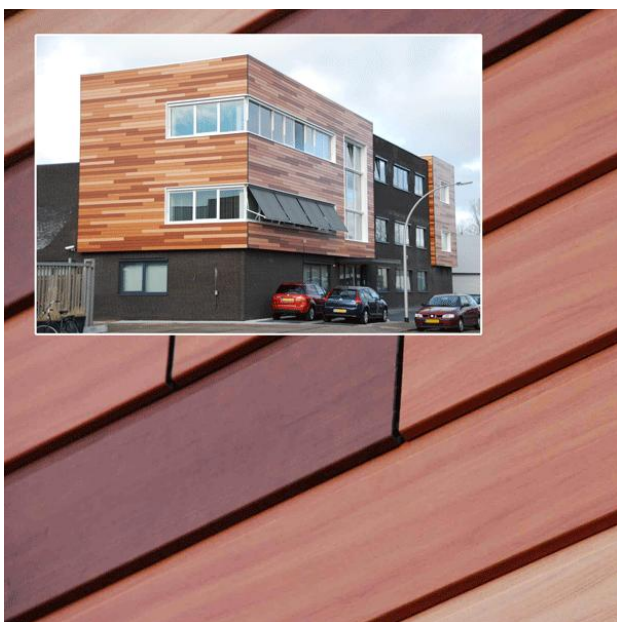
dlouhověký materiál zneškodnit, popřípadě opětovně využít. Odpad z plastů lze označit jako problémový z několika důvodů:

- při volném skládkování jsou mnohé téměř nezničitelné,
- pod označením plasty se skrývá široký sortiment materiálů, které jsou navíc často vzájemně kombinovány,
- mohou být kombinovány s jinými neplastovými materiály,
- různé plasty jsou často vzájemně nekompatibilní, a tak ve směsi jen problémově, případně vůbec nezpracovatelné,
- při spalování se produkují exhaláty s vysokým obsahem HCl.

Plastový odpad se může dále zpracovávat nebo recyklovat v závislosti na složení jak běžnými plastikářskými technologiemi, tak i speciálními recyklačními technologiemi. Použití základních výrobních plastikářských technologií se nejčastěji opírá o vytlačování, vstřikování, vyfukování a lisování, což vyžaduje čistý jednodruhový odpad známého složení v dostatečné kvalitě a požadované kvantitě. Obecně platí zásada, čím je požadovaná vyšší kvalita výrobku, tím by měl být odpad lépe upraven. Čím více se má plastový odpad přibližovat charakteristice plnohodnotné druhotné suroviny, tím více se musí odpad upravovat. Před vlastním zpracováním, recyklací se musí plastový odpad převést do zpracovatelné podoby, tj. transformovat do využitelné formy drtě, aglomerátu, případně regenerulátu.

Základní rozdělení plastů:

- Termoplasty – při zahřívání měknou, při opětovném ochlazení tuhnou. Nejznámější termoplasty jsou polyethylentereftalát (PET), polypropylen (PP), polyethylen (PE), polyvinylchlorid (PVC) a polyamid (PA).
- Reaktoplasty – plasty, které při zahřívání neměknou a mají zesíťovanou strukturu makromolekul. Mezi nejznámější reaktoplasty patří polyestery, epoxidové a fenolové pryskyřice a polyuretan.
- Elastomery – mají elastické vlastnosti, díky kterým je lze snadno tvarovat, jejich makromolekuly jsou prostorově zesíťované podobně jako u reaktoplastů. Zástupci elastomerů jsou kaučuk, polybutadien nebo polychloroprenový kaučuk. [1]



**Obrázek 1: Fasádní profily 'vinyPlus' ze 100% recyklovaného PVC**

(Zdroj: Vinylit Fassaden GmbH, [www.vinylit.de](http://www.vinylit.de))  
[cit. 09/2016]



**Obrázek 2: Lehký silniční práh z PVC-recyklátu pro bezpečnost silniční dopravy**

(Zdroj: KS Kunststoffe, [www.ks-kunststofftechnik.eu](http://www.ks-kunststofftechnik.eu))  
[cit. 09/2016]

Způsob sběru odpadních plastů vychází z nařízení EU k odpadům z obalů, stavebnictví, automobilů, elektroniky, přičemž členské státy mohou aplikovat vlastní přístupy k plnění cílů s využitím soukromých, nebo státem subvencovaných firem. Pro nejčastěji využívaný systém sběru odpadních plastů z obalových aplikací je v ČR využíván systém Eko-Kom, který je na evropské úrovni zastřešen organizací PRO EUROPE ([www.pro-europe.org](http://www.pro-europe.org)). Z obalů, uvedených v roce 2012 na tuzemský trh ve výši 2,7 mil. tun, bylo 31 % nevratných. Plasty se vyskytují v drtivé většině v nevratných obalech a mají 23% podíl, konkrétně 11 kg/osobu. Z tohoto množství se 65 % recykluje. Nevytříděné obaly se stávají součástí směsných komunálních odpadů, které tvoří 70 % veškerých komunálních odpadů.

Z výše uvedeného vyplývá, že ekologická likvidace odpadů na bázi termoplastů je v České republice nezbytná. Pokud jde o vyčištěný jednodruhový odpad, je možné jej pomocí například regranulace použít znovu při výrobě nových produktů. Čištění a třídění plastových odpadů je náročná záležitost z hlediska energetického i ekonomického. Právě z těchto důvodů je vhodné vytvořit technologii, která bude zpracovávat i vícedruhový znečištěný plastový odpad.

## Výroba stavebních dílců na bázi odpadních termoplastů

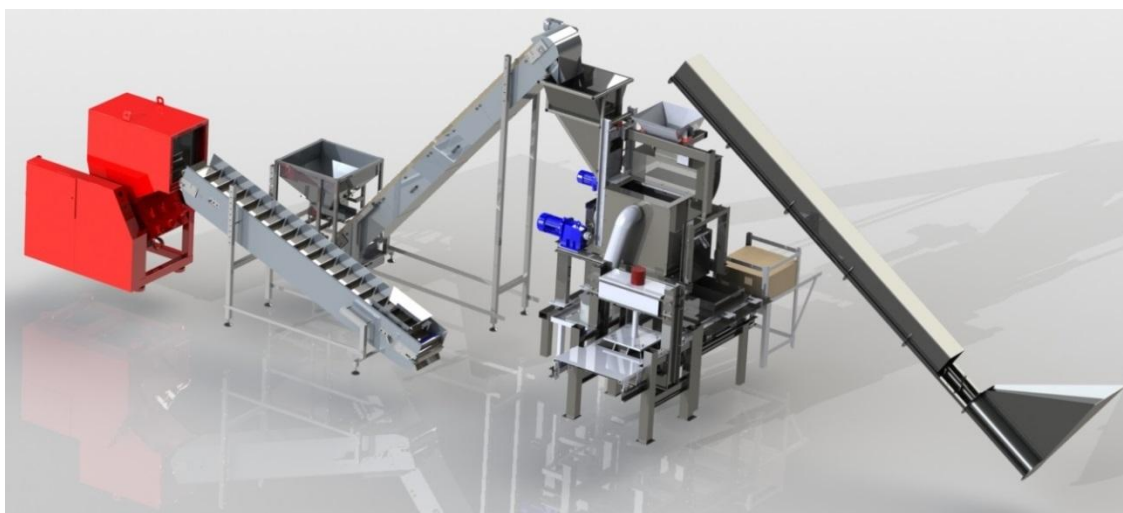
Vzhledem k nemožnosti účelně zpracovávat vícedruhový nevyčištěný odpad byla navržena a zkonstruována technologická linka pro výrobu dílců z odpadních termoplastů a vhodných plniv.

Výrobní linka sestává z následujících součástí:

- drtič odpadních termoplastů,
- pásový dopravník drcených termoplastů,
- šnekový dopravník plniv,
- plynový hořák,
- systém recirkulace spalin pro vyhřívání stěn míchačky,
- sušárna plniva,
- míchačka plniva a pojiva,
- zavážecí stůl,
- lis pro finální úpravu výrobků.

Postup výroby dílců:

- 1) drcení odpadních termoplastů na frakci 2-10 mm,
- 2) doprava a navážení nadrceného pojiva do násypky č. 1,
- 3) doprava a navážení plniva do násypky č. 2,
- 4) otevření násypky plniv a přesun plniva do sušárny,
- 5) vysoušení plniva a jeho zahřátí na určenou teplotu,
- 6) odtah vodní páry,
- 7) přesun plniva do míchačky,
- 8) přesun pojiva do míchačky,
- 9) homogenizace pojiva a plniva (tavení pojiva předáním tepla od horkého plniva),
- 10) dávkování plastbetonové směsi na zavážecí stůl,
- 11) zavážení lisovací formy,
- 12) lisování finálních výrobků,
- 13) chlazení výrobků proudem chladného vzduchu,
- 14) dochlazování výlisku,
- 15) paletizace výrobků.

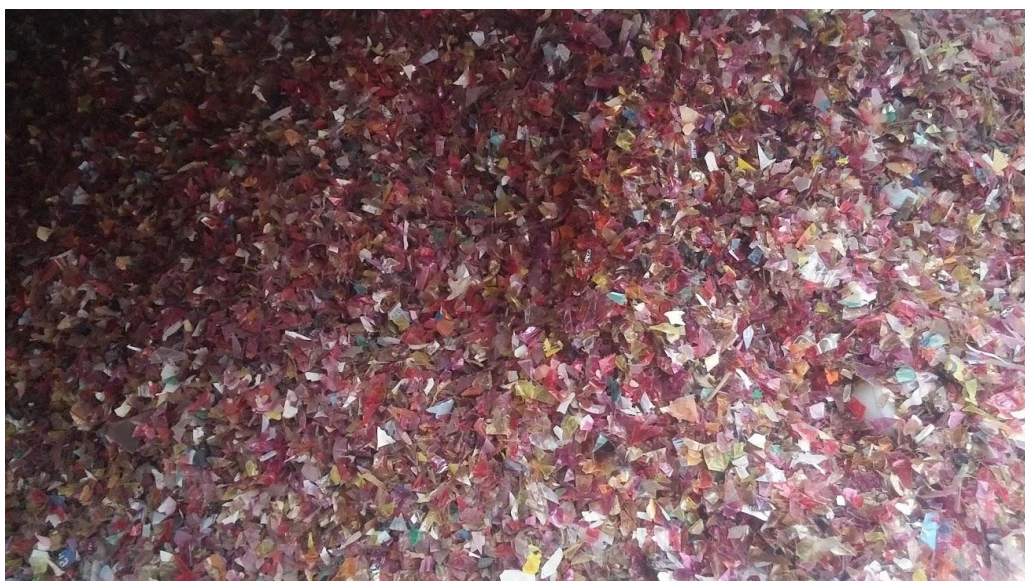


**Obrázek 3: Schéma uspořádání technologické linky pro zpracování odpadních plastů při výrobě stavebních dílců z polymerbetonu. [2]**

## Složení plastbetonové směsi

Při prvních ověřovacích zkouškách byl zvolen jako pojivo odpadní termoplast PET (polyethylentereftalát). Plastový odpad neprošel čistícím ani separovacím procesem, proto byly zpracovány odpadní PET láhve včetně víček i etiket z PE (polyethylenu). Při zkouškách byla zjištěna teplota tání PET  $t_{m, PET} = 260^{\circ}\text{C}$  a teplota tání PE  $t_{m, PE} = 130^{\circ}\text{C}$ . Polyetylén má o polovinu nižší teplotu tání, ale jeho bod vzplanutí podle [3]) nastává až při  $350^{\circ}\text{C}$ . Proto jej lze tavit s PET při teplotách asi  $260^{\circ}\text{C}$ . Objemová hmotnost drceného smíšeného odpadu z PET a z PE je  $230\text{ kg/m}^3$ .

Jako plnivo bylo využito drobné kamenivo frakce 0 – 4 mm zejména z důvodu snadné dostupnosti i známého složení. Po ověření vlastností a nastavení provozních parametrů výrobní linky bude možné využít různých inertních stavebních recyklátů jako plniva v plastbetonové směsi.



**Obrázek 4: Vzhled drceného plastového odpadu z PET a PE frakce 2 – 10 mm.**

## Výsledky provozních zkoušek

Prvními experimentálními výrobky byly zvoleny plošné dlaždice o rozměru 600 x 600 x 75 mm. Vzhledem ke složitější manipulaci s těmito výrobky při experimentálním ověřování funkčnosti technologické výrobní linky byla lisovací forma upravena pro výrobu menších plošných dlaždic o rozměrech 300 x 300 x 50 mm. Tyto dlaždice jsou vzhledem k menším rozměrům lépe manipulovatelné.

Na obrázku 5 je zobrazen první výrobek s rozměry 600 x 600 x 75 mm. U tohoto výrobku bylo nedostatečně ohřáté plnivo a nedošlo k roztavení termoplastického pojiva. Po tomto experimentu byl proveden orientační výpočet tepla potřebného k zahřátí pojiva na teplotu tání, který ukázal nutnost zahřátí plniva na vyšší teplotu. Obrázek 6 zobrazuje další výrobek většího rozměru, kdy došlo k rovnoměrnému promíšení termoplastického pojiva, ale vzhledem k jeho nízkému množství nebylo dosaženo optimální konzistence plastbetonové směsi, proto byl výrobek nerovnoměrně vylisován.

Obrázky 7 a 8 zobrazují výrobky o rozměrech 300 x 300 x 50 mm. U výrobku na obrázku 7 je patrné, že množství termoplastického pojiva nestačí na dostatečné obalení všech zrn kameniva, proto po vylisování byl výrobek nesoudržný a rozpadl se. U vzorku na obrázku 8 bylo dosaženo optimální konzistence plastbetonové směsi díky správné teplotě a dostatečnému množství termoplastického pojiva. Pohledová plocha všech výrobků je ohraničena nežádoucími přerosty na hranách výrobku vzniklými při lisování, jež vznikají při nedostatečném utěsnění plochy razníku lisu vůči výrobní formě. Vzhledem k vznikajícím přerostům byl razník lisu upraven, abych k tomuto nežádoucímu ději nedocházelo. Vzhled razníku byl upraven tak, aby na lisovaných dlaždicích byly zalisovány fazety, které slouží k zlepšení pohledových vlastností výrobku. Na obrázku 9 je zobrazena dlaždice, která byla vyrobena po úpravě lisovacího razníku.

Standartní barva plastbetonových výrobků je hnědá, vzniká smíšením netříděného plastového odpadu o různých barvách. V rámci výzkumu byla provedena zkouška možnosti probarvení plastbetonu. Na obrázku 10 je zobrazena dlaždice z plastbetonu probarveného pomocí inertních přírodních pigmentů červené barvy.



**Obrázek 5: Vzhled prvních výrobků s rozměry 600 x 600 x 75 mm**



**Obrázek 6: Vzhled dalších výrobků**





**Obrázek 7: Vzhled výrobku s rozměry 300 x 300 x 50 mm**



**Obrázek 8: Vzhled výrobku s rozměry 300 x 300 x 50 mm**



**Obrázek 9: Vzhled výrobku s rozměry 300 x 300 x 50 mm s fazetami**



**Obrázek 10: Vzhled výrobku s rozměry 300 x 300 x 50 mm s fazetami a probarvením**

## Závěr

Zpracování vícedruhového odpadu na technologické lince pro vytváření dlažebních dílců je možné, ale bylo zjištěno, že je nezbytná optimalizace výrobního procesu tak, aby výsledný produkt vyhovoval předepsaným požadavkům dle platné technické legislativy. Při výrobě je nutné produkovat výrobky se stálými vlastnostmi o vhodné zpracovatelnosti. Dále se ukazuje, že je nutné optimalizovat složení plastbetonové směsi z hlediska zpracovatelnosti, užitných vlastností produktu i ekonomiky výroby.

Z pohledu ekonomického a ekologického je žádoucí zpracovávat termoplasty, které jinak nenachází širšího využití a dochází k jejich skládkování. Dále se nabízí vysoká variabilita použitelných plniv, kdy bude možné využít i jiné odpadní látky, které jsou inertní a bude možné ověřit jejich základní vlastnosti a stabilitu.

Prostřednictvím recyklace plastů, která představuje strategii k opětovnému využívání odpadů, rovněž šetří přírodní zdroje a současně omezuje zatěžování životního prostředí škodlivinami, s těmito novodobými technologiemi umožňuje zajistit suroviny v případě jejich nedostatku, snížení nákladů při stoupajících cenách primárních materiálů a snížení ekologické zátěže životního prostředí produkovanými odpady.



**Obrázek 11: Foto přepravy odpadních obalových plastů k recyklaci v Číně**  
Zdroj: [https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/6/67/Recycling\\_truck,\\_China.JPG](https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/6/67/Recycling_truck,_China.JPG)

## Literatura

- [1] JANOŠKO, I. Komunální technika. komunalweb.cz. [Online] 15. 02 2011. [Citace: 18. 08 2016.] <http://komunalweb.cz/odpadni-plasty-odstranovani-a-recyklace/>.
- [2] VIA ALTA a.s. Technologická linka pro materiálové využití odpadních termoplastů a stavebních recyklátů ve výrobě stavebních prvků z polymerbetonu. Třebíč : VIA ALTA a.s., 2015.
- [3] JUTA a.s. Vlastnosti polypropylenu a polyethylenu. www.umela-trava.cz. [Online] [Citace: 19. 08 2016.] [http://www.umela-trava.cz/download/cj-vlastnosti\\_polypropylenu\\_a%20polyethylenu.pdf](http://www.umela-trava.cz/download/cj-vlastnosti_polypropylenu_a%20polyethylenu.pdf).
- [4] VÖRÖS, F. Aktuální údaje o plastech a využití plastových odpadů. Tzb-info [Online] 17.11.2014. [Citace 1.9.2016] <http://stavba.tzb-info.cz/tepelne-izolace/11996-aktualni-udaje-o-plastech-a-vyuziti-plastovych-odpadu>

## Possibilities of using waste thermoplastics in the construction industry

Jan ČERMÁK<sup>a</sup>, Jakub JOHN<sup>b</sup>, Stanislav ŠTASTNÍK<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Veveří 331/95, 602 00 Brno

<sup>b</sup> VIA ALTA a.s., Okružní 963/5, 674 01 Třebíč

e-mail: [cermak.j@fce.vutbr.cz](mailto:cermak.j@fce.vutbr.cz), [john@via-alta.cz](mailto:john@via-alta.cz), [stastnik.s@fce.vutbr.cz](mailto:stastnik.s@fce.vutbr.cz)

### Abstract

*Given the increasing consumption of plastic materials their reuse becomes a very topical issue. Recycling the single-cleaned plastic waste is simple, these products can be used as raw material or additive in the manufacture of new products. The problem remains the energy, economic and environmental demands in sorting, cleaning and eventual regranulation of waste to a suitable feedstock. This problem can be solved using technology that is able to handle multiple-type waste thermoplastics in further useful products.*

**Keywords: recycling, waste, polymer concrete, thermoplastics**

# **Technologies for the Structural Utilization of Worn Tire Casings in the Environment**

**Marián FLIMEL**

*Department of Manufacturing Management, Faculty of Manufacturing Technologies, Technical University of Košice with a seat in Prešov, Bayerova No. 1, Prešov, 080 01, Slovakia*  
e-mail: [marian.flimel@tuke.sk](mailto:marian.flimel@tuke.sk)

## **Abstract**

*Material recovery of worn tire casings is an important element of waste management. Currently, the used tires are being recovered in different ways through segmentation and with variable use. This paper deals with technological process of the worn tire casing recovery as a structural element in ground shaping. There are described two structural solutions, namely retaining wall and vegetation breeze blocks which present the innovative solutions in environmental protection.*

**Key words:** worn tire casings, environment, technological process, retaining wall

## **1. Introduction**

Tire wear is a key issue in the tire development process and for tire customers<sup>1</sup>. It is very important to realize the measurements for wear<sup>2</sup>. Current state of material recovery of worn car wheels is focused on their disassembly and use of metal component (disc), and the rubber rite casing for further processing. The rubber component is then crushed to granules (mechanical grinding at ambient temperature, cryogenic grinding, or the technology for rubber disintegration using exposure to ozone, etc.), and then for the production of rubber products or as an additive component to various materials. Material recovery of the rubber tire casing is possible also chemically (through chemical depolymerisation, devulcanization to rubber crumbs, or the pyrolysis-based process of rubber waste)<sup>3</sup>. Tires which are not suitable for recovery are to be stored either in loose collection sites or they are uncontrolled and can be also discarded in nature. Decomposition of such tire takes about 250 to 265 years, which is a serious environmental problem.<sup>4</sup> Waste dumping is often risky, as evidenced by the recent fires in collection sites, as for example the last fire 30 km far from Madrid (May 2016). Tire (product) life cycle (PLC) has the following stages:

- Stage 1 – development and preparation (resources for production, raw materials, energy, etc.),
- Stage 2 – production of tires,
- Stage 3 – introduction and implementation to the market, use of the tire for its primary purpose,
- Stage 4 – disposal of tires when it does not meet the required parameters and the decision on its secondary use,
- Stage 5 – recovery of the whole tire of its part (worn casing) material recovery stages.

The aim of the proposed solution for material recovery is the use of the entire tire casing which can no longer be retreated for the construction of supporting wall or for the vegetation breeze blocks.

## **2. Technical Solution of a Retaining Wall from Worn Tire Casings**

A structure of the retaining wall consists of worn tire casings. The tire casings have a metal solidification in the rubber material to increase their strength. This fact can be used in the so-called permanent shuttering. Tire casings are all placed horizontally on a concrete foundation and are layered on each other with lateral displacement in any further layer. Such displacement creates an oblique

supporting wall. Each tire is fairly filled with drawn-gravel backfill. For the first layer it is recommended to use tire trucks (of larger diameter), additional layers can be made of passenger car tires. Alternatively, any same size of the tires can be also used. Sand-gravel backfill in the tire casing needs to be compacted in each row, while showering from a side with gravel in each level of tires. Subsequently, linking of the first layers of tire with a foundation is with protruding steel bars concreted in the foundation. Concrete foundation has in front a reinforced break for preventing displacement of a structure from tire casings filled with gravel. The longitudinal bracing of the retaining wall is provided by an angled steel reinforcement in the shape of inverted U with anti-corrosion coating. These profiles are inserted between the top two of each tire casings with an overlap to the lower layer of the tires. Horizontal bracing is provided by the application of geo-grids which are inserted between the inverted U-profile and on the backfill with gravel on the width of 1 meter. The geo-grid is geosynthetic surface elements intended for the reinforcement of soil. They are geometrically flat polymeric structures consisting of regular open network of integrally connected tensile elements. They can be placed in each second layer after thorough compaction. Fraction of gravel used is important so as to extrude gravel through the geo-grid. Recommended gravel fraction is up to 32 mm.

A height of the supporting structure of the wall depends on the soil pressure acting on the wall structure, on the angle of soil friction, and on the diameter of the tire.

The proposed structure with a layered (receding) placement of tire casings, with sand-gravel backfill can be schematically seen in Figure 1. Such wall is suitable for the maximum height of the wall (from the upper plane of the base  $h_3$  depending on the disc diameter (inner diameter of the tire casing)): up to 2 m height for the disc diameter 30.48 to 35.56 cm (calculation from "inch"), up to 2.5 m height for disc diameter from 38.1 to 43.18 cm, the heights of over 2.5 meters for disc diameter of 43.18 cm. A structure is suitable for the field soil with a friction angle  $\varphi$  according to the type of soil: for clay  $\varphi = 0^\circ$ , sandy soils  $\varphi = 30^\circ$ , for gravel  $\varphi = 35^\circ$ . Slope of the retaining walls can be up to 1:10. For filling of tires, gravel with a minimum density  $\rho = 1800 \text{ kg.m}^{-3}$  is very suitable.

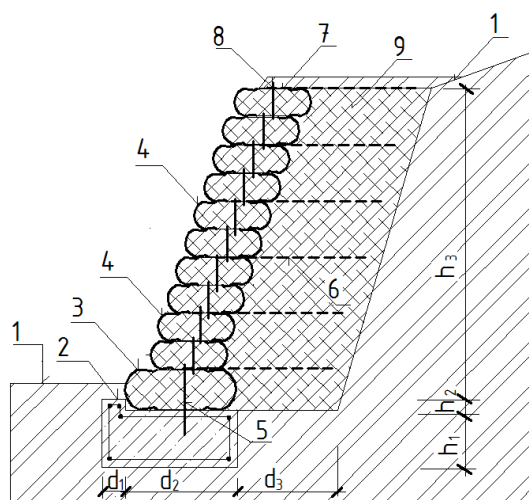
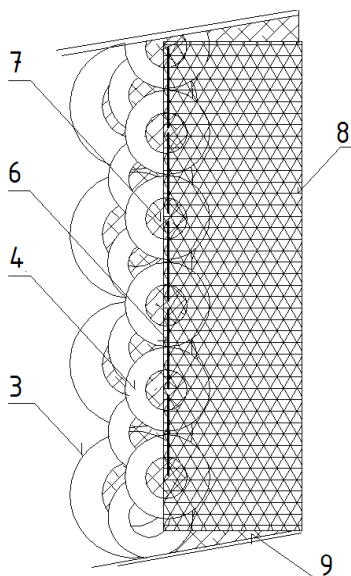


Figure 1: Schematic sectional view on a retaining wall made of worn tire casings <sup>5</sup>



**Figure 2: Schematic plan of the supporting wall made of worn tire casings** <sup>5</sup>

**Legend to Figures 1, 2:**

- |   |  |
|---|--|
| 1 – original terrain                          | 2 – reinforced foundation                            |
| 3 – worn truck tire casings                   | 4 – worn truck tire casings                          |
| 5 – steel reinforcement                       | 6 – longitudinal inserted steel reinforcement        |
| 7 – gravel backfill                           | 8 – geo-grids  |
| 9 – backfill with original soil               | reinforced foundation and its dimension $d_1=150$ mm |
| $d_2$ = external dimension of the tire casing | $d_3$ = 1000 mm                                      |
| $h_1$ = 300 mm                                | $h_2$ = 100 mm                                       |
| $h_3$ = possible height of the retaining wall |  |

### 3. Technical Solution of the Vegetation Breeze Blocks Made of Worn Tire Casings

A structure of vegetation breeze blocks consists of the worn tire casings. Tire casings have in the rubber material a metal bracing to increasing their strength and it can be used in filling the hole with soil or with growing medium, respectively, as so called permanent shuttering. Whole tire casings are placed horizontally to the ground, on the large-mesh geotextile with holes, which will later allow overgrowth of vegetation with terrain. The tires are stored side by side with each other and bonded with plastic cable ties. If the tires are of the same size, they are connected by six points; with different tire sizes, the number of connections can be different.

Each tire casing, the interior and the surrounding area is carefully filled with a growing medium. Backfill height should not be less than the thickness of the tire (the upper edge horizontally placed tires). If the tires are of the same thickness, a flat surface is formed. If the tires are of different thicknesses and diameters it is necessary to backfill with soil according to the greatest thickness of the tire to obtain flat ground. To stabilize the structure of vegetation breeze blocks on the slope from slipping, it is possible to stabilize the edge tires with steel bars (rebars), through a perpendicular gripping into the ground. Consequently, it is possible to plant shrubs or smaller trees in the middle of each tire, while the hole allows root system to stabilize the terrain with new structure of vegetation breeze blocks. Grassed vegetation breeze blocks will form a continuous green land, and thus a new biotype.

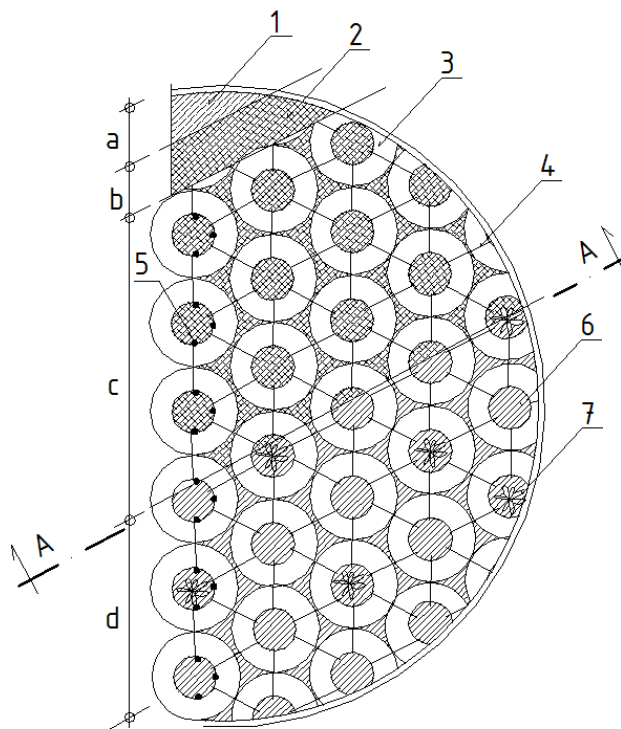


Figure 3: Schematic view on the composition of individual layers <sup>6</sup>

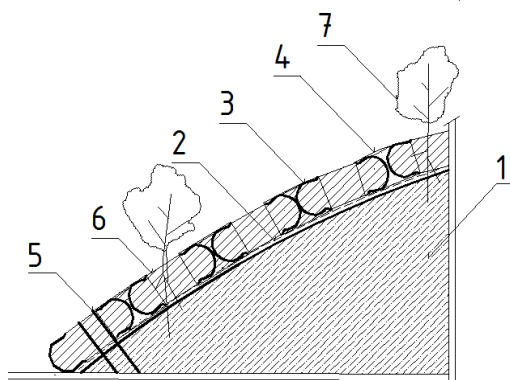


Figure 4: Schematic view on the structure of vegetation breeze blocks <sup>6</sup>

Legend to Figures 3, 4:

- 1 – terrain (dike)
- 2 – geotextile
- 3 – tire casings
- 4 – plastic cable ties
- 5 – steel reinforcement
- 6 – backfill of the growing medium
- 7 – vegetation

## 4. Conclusion

Structure of retaining wall made of worn tire casings is useful in the construction industry to stabilize the terrain as an element forming the connection between the vertical (sloping) ground plane and horizontal surface. This horizontal surface can be a road, parking lot, parking areas or a building plane. The advantages of this solution lies in the fact that worn tire are being valued as a whole and provide cover to fill with gravel, making use of available materials. In addition, except for the foundation, only dry processes are used. The formed structure is water permeable and allows the drainage of rainwater

through holes in tire joints from the ground, thus saving on additional solutions for drainage. The rounded shapes of rubber tire casings, their deployment and the residual tire profile create a rugged surface suitable for absorbing sound waves from, e.g. transport communications. Sloping retaining wall can be directed in flat, but also in rounded lines and thus create various architectural compositions. Used filling with gravel allows a vegetation growth in open parts of the tire casings.

The growth of vegetation is also allowed with the proposal of the so-called vegetation breeze blocks made of worn tire casings. It is suitable for re-cultivation, for the surfaces of landfills or for the reinforcement of dikes (being effloresced).

These recovery technologies for worn tire casings can contribute to the following areas:

- extension of the life cycle, at the structural-material recovery of waste,
- economic advantages (low cost solution)<sup>7</sup>,
- environmental protection.

The environmental safety of construction suggested solutions on the basis of worn tires is dependent on the possible chemical reactions of tire with surrounding substance in undersoil. Under favourable conditions (the soil is not polluted) should be not occur to the pollution of ground water.

The solutions are linked to the main objective of the reverse logistics – to provide a new use of worn tire casings in a manner that is environmentally friendly and economically interesting.<sup>8,9</sup>

## Literature

- 1 Biesse, F., Mahé, J., and Lévy N., Average Worn Profile of Tires in Europe. *Tire Science and Technology*, Vol. 42, 2014, pp. 166 – 184.
- 2 Bednár, S., and Salanci, V., Product variety induced complexity and its measurement. *Acta Technologica*, Vol. 2, 2016, pp. 5 – 9.
- 3 Pandová, I., Knapčíková, L., Oravec, P., Recycling of mix plastic waste from wrecks a cars. *Studia i materialy*, Vol. 26 – 29, 2010, pp. 53 – 58
- 4 Škoda Green Future: Úspora vody v laboratořích kvality, 2014. Available at: <http://cs.skoda-auto.com/shared/sitecollectiondocuments/company/environment/newsletter/cs/newsletter-skoda-green-future-2014-10.pdf>.
- 5 Flimel, M., Balog, M., Hrehová, S., and Durbák, V., Konštrukcia šikmého oporného múru z opotrebovaných plášťov pneumatík. Utility model No. 7434, 2015.
- 6 Flimel, M. and Hricová R., Konštrukcia vegetačných tvárnic z opotrebovaných plášťov pneumatík. Utility Model No. 50027, 2016.
- 7 Matisková, D., Automatic of component production and minimization economics of costs. *International Journal of Engineering and Technical Research*, Vol. 4, 2016, pp. 20 – 23.
- 8 Knapčíková, L., Analýza kompozitného materiálu z odpadových pneumatík pomocou Fourierovej infračervenej spektroskopie. *Strojárstvo*, Available at: <http://www.engineering.sk/clanky2/stroje-a-technologie/2811-analyza-kompozitneho-materialu-z-odpadovych-pneumatik-pomocou-fourierovej-infracervenej-spektroskopie> >
- 9 Radchenko, S., Knapčíková, L., Dupláková, D., Hatala, M., Verifikácia mechanických vlastností kompozitných materiálov v klimakomore. *Strojárstvo*, 20 (10), pp. 82 – 82.

## **Technológie konštrukčného využitia opotrebovaných pneumatík v životnom prostredí**

**Marián FLIMEL**

*Katedra manažmentu výroby Fakulty výrobných technológií Technickej univerzity v Košiciach so sídlom v Prešove, Bayerova 1, Prešov, 080 01, Slovenská republika*

*e-mail: [marian.flimel@tuke.sk](mailto:marian.flimel@tuke.sk)*

### **Abstrakt**

*Materiálové zhodnocovanie opotrebovaných plášťov pneumatík je dôležitým prvkom odpadového hospodárstva. V súčasnosti sa opotrebované pneumatiky zhodnocujú rôznymi spôsobmi, pričom dochádza k ich segmentácii a variabilite využitia. Predložený príspevok sa venuje technologickým postupom pri využití celého opotrebovaného plášťa pneumatiky ako konštrukčného prvku pri terénnych úpravách. Popisované sú dve konštrukčné riešenia, a to oporný múr a vegetačné tvárnice, ktoré predstavujú inovátné riešenia v ochrane životného prostredia.*

**Kľúčové slová:** opotrebované plášte pneumatík, životné prostredie, technologický postup, oporná stena



# The assessment of the current PV modules recycling fee: The Czech Republic case study

Jan MACHÁČ<sup>a,b</sup>, Lenka ZEMKOVÁ<sup>b</sup>, Jiří LOUDA<sup>a,b</sup>, Ondřej VOJÁČEK<sup>c</sup>

<sup>a</sup> Faculty of Economics, University of Economics, náměstí Winstona Churchilla 4, 130 67 Prague 3

<sup>b</sup> Faculty of Humanities, Charles University in Prague, U Kříže 8, 158 00, Prague 5

<sup>c</sup> Faculty of Mechanical Engineering, Czech Technical University in Prague, Technická 5, 166 29 Prague 6,

e-mail: [machac@e-academia.eu](mailto:machac@e-academia.eu), [zemkova@e-academia.eu](mailto:zemkova@e-academia.eu), [louda@e-academia.eu](mailto:louda@e-academia.eu), [ondrej.vojacek@gmail.com](mailto:ondrej.vojacek@gmail.com)

## Abstract

The Czech Republic has approximately 2124 MWp of photovoltaic installed power capacity. The estimated lifetime of the modules is 20-30 years. After the end of their lifetime and decommissioning, the photovoltaic modules become hazardous waste. It is necessary to dispose of it in compliance with the legislative requirements.

Due to the concern of the government and municipalities that the power plants owners and operators will not disassembly their facilities properly at their own costs at the end of their lifetime, the government has enacted a system for financing the disposal of power plants that were connected to the grid before 2013. The paper focuses on assessment of the current recycling fee analysing the recycling costs and revenues from the secondary raw materials sales and reflection on its critical points of current state with respect to the risks and real costs of the recycling system. Based on current market prices and their prediction the optimal disposal is CZK 5.2-7.8/kg. The potential risks and uncertainties are included.

**Key words:** Recycling fee; PV modules; Environmental policy; Precautionary principle; Secondary raw material, WEEE

## 1 Introduction

Support to renewable sources in the different EU countries has induced their massive utilisation in the last ten years. The Czech Republic witnessed a so-called solar boom as a consequence of state support to utilisation of energy from renewable sources, resulting in the establishment of the majority of photovoltaic power plants currently in operation. However, similar situations existed in many European countries at that time, and so the Europe-wide onset of these installations has led to the question what happens with the photovoltaic modules (hereinafter, PV modules) after the end of their lifetime (estimated as 20-40 years). Directive 2012/19/EU<sup>1</sup> on waste electrical and electronic equipment (hereinafter, the Directive) included these modules among electrical waste and defined requirements for handling them. The Directive gives photovoltaic power plant operators the option to take care of the electrical waste from the modules independently, jointly or by transferring the responsibility to collective systems. Czech legislation has restricted these options narrowly to mandatory contractual cooperation with collective systems, and has even set the specific amount of the contribution to be levied. Among nearby countries, Hungary is the only other country besides the Czech Republic to have introduced a mandatory recycling contribution for photovoltaic power plant operators.

The transposition of the Directive in the form of an amendment to Act no. 185/2001 Coll. on Waste imposes on photovoltaic power plant operator's liability for financing the handling of waste from decommissioned photovoltaic modules. Operators of power plants containing photovoltaic modules introduced to the market before 1 January 2013 are liable for financing of processing, reuse and disposal of electrical waste from the photovoltaic modules by means of a collective system selected for their recollection. The collective systems are companies licensed by the Ministry of the Environment (MoE)

and established for the purpose of joint performance of the statutory requirement to recycle photovoltaic modules. Based on contracts, the collective systems have taken over the operators' liability to ensure proper handling of waste from photovoltaic modules. Directive 2012/19/EU<sup>1</sup>, the transposition of which has led to the legislative amendment, specifies at least 70% recycling and 80% reuse of photovoltaic modules, meaning that only 20 % of the material may be landfilled. Decree no. 178/2013 Coll.<sup>2</sup> deals with electrical waste from photovoltaic modules in detail.

According to the explanatory memorandum for the legislative amendment, the purpose of the recycling contribution is that *"if an adequate amount of financial resources for disposal of this hazardous waste was not ensured systemically, it would leave us with an unresolved environmental burden in future at costs in the order of billions of CZK, which the State would have to finance"*<sup>3</sup>. Based on the precautionary principle, therefore, the contribution amount should reflect all the possible costs associated with complete recycling of decommissioned photovoltaic modules to prevent the undesired situation where the operator of a power plant refuses to take care of its recycling after the end of its lifetime and the State has to bear the costs. The current rate for calculating the minimum total amount of the contribution is set at CZK 8.50/kg of module, and operators are sending it as periodic instalments to bound accounts of collective systems. Given the current installed capacity in the Czech Republic, this adds up to about CZK 1.87 billion to be progressively deposited in the collective system accounts. The calculation of the amount for a specific operator applies a conversion coefficient between weight and power output, which has been set by the Decree<sup>2</sup> to be 0.11 kg/Wp. This has been introduced due to different weights of different types of modules. In the event of a difference between the contribution levied and the actual amount, the collective systems shall settle with the operators by means of either a return of overpayment or assessment of the outstanding amount to cover the costs expended.

The goal of the paper is to assess the current disposal. The amount of the contribution is subject to sharp criticism by some collective systems, photovoltaic power plant operators and representatives of recycling companies alike. The contribution is regarded as unnecessarily high. Determination of an adequate amount of the contribution comes up against numerous risks and uncertainties associated primarily with the large temporal inconsistency between the collection and utilisation of the fee, the non-specific terminology of the legislation, the different composition of modules, and the difficulty or even impossibility of predicting technological advances in future, which may significantly affect the costs and revenues.

The paper consists of six chapters and is structured as follows. The next chapter focuses on methodology description and PV modules composition. There is a data description in the third chapter and also the calculation and analysis of each part of the recycling process with respect to costs and revenues. Results and final discussion with conclusions are described at the end of the paper.

## 2 Methodology

When analysing the fee amount, we first need to define the basic categories of costs and revenues associated with the recycling. In this sense, we need to consider – in addition to the costs of processing the modules – the costs of disposal of hazardous substances, transport costs, administrative costs of operating the collective systems, costs of operating collecting points for modules, as well as revenues from sales of secondary raw materials recovered by processing decommissioned modules. Based on this identification of costs, micro modelling of the cost and revenue components appears to be a suitable approach, complemented with sensitivity analyses and consideration of component risks. The micro models to determine the revenues are based on an extensive literature review of module compositions and inclusion of basic statistic methods (determination of mod, median, weighted averages, etc., applied to the module composition and yield rates of different processing technologies).

The composition of photovoltaic modules differs depending on the module type. Literature most commonly divided the modules into crystalline (c-Si) and thin-film. Thin-film modules can be further differentiated into amorphous silicon (a-Si), cadmium telluride (CdTe), CIS (containing copper, indium and selenium) and CIGS (containing gallium in addition to CIS) types. Based on an analysis of prices of raw materials on the world markets and interviews with representatives of different collective systems,

we carried out an analysis of prices of the raw materials on markets and an expert estimate of the lower and upper bound within which the price could lie. Based on this price interval, the different composition of modules (lower and upper interval derived from studies and domestic consultations) and estimates of proportions of yield rates of the different materials (again, lower and upper interval derived from studies and domestic consultations), we then estimated the lower and upper bound of the selling price of separated materials from 1 kg of photovoltaic module.

After that, we determined the problematic points of the existing system and the amounts of the components for which the contribution is intended and should be intended. Since the greatest portion of the modules will be recycled in between 20 and 40 years, it is very difficult to forecast the raw material market trends and many other circumstances that may influence the situation (e.g., fundamental changes in energy systems, technological changes that may replace raw materials that are highly prized nowadays, geopolitical situation). In light of the above circumstances, the limits for the recycling contribution will be determined below using a sensitivity analysis.

### 3 Data and Analysis of recycling costs and revenues

In the authors' opinion, the existing system is set far below the optimum in terms of definitions of rights and obligations of the parties involved (cash flows, guarantees for performance of statutory obligations, etc.). The existing setting (i) does not treat photovoltaic power plants as a whole and thus inadequately protects from risks for which the system has been drawn (it only focuses on photovoltaic modules with respect to the Directive). The law lays down explicitly that there is an obligation to ensure recycling of photovoltaic modules, not the entire power plants, which – in addition to the photovoltaic modules – comprises notably a control unit, an inverter, connecting cabling, protective components, connecting modules (so-called junction boxes) and other auxiliary power plant structure elements (such as aluminium brackets and concrete shoes). These additional components of a photovoltaic power plant are not covered by the regulation, and it is therefore not clear how the legislator envisages its disposal in case the operator does not take care of it. (ii) It does not establish adequate guarantees of the collective systems using the financial resources for the purpose targeted by the law, i.e., of the money being available after the end of the lifetime; (iii) from the economic theory point of view, it establishes/promotes an oligopolistic nature of the market in photovoltaic module recycling, which has led to the establishment of internal competition, complicating the functioning of the market and creating considerable risks in relation to achievement of the objectives for which the recycling fee has been introduced. The temporal inconsistency between the collection of the contributions and their utilisation for recycling of the modules makes room for a not-so-legal practice where part of the minimum contribution amount is returned to the operators with the aim to offer better conditions than a competing collective system. These results in a risk that this approach will eventually collect less money than factually required for disposing of the modules, and the sufficient contribution amount will thus not be guaranteed.

Extensive reviews of international literature indicate that different studies considerably differ in their calculations of costs of and revenues from processing of photovoltaic modules, by orders of magnitude. The highest costs of processing are quoted by McDonald and Pearce<sup>4</sup>: CZK 47.71/kg of crystalline module. The lowest costs are quoted by Friedrichs<sup>5</sup>: CZK 1.08/kg for module processing in Germany (without stating an exact module type). The average costs are CZK 12/kg of module. Likewise, the estimate of revenues from processing differs considerably across authors, from CZK 4.80/kg all the way to CZK 63.59/kg. Readjusting the current fee is based on partial costs summary which are lowered by revenues from secondary raw material sales. This approach is commonly used by e.g. Fthenakis<sup>6</sup>. Our calculation of the contribution in the CR is based on the following cost categories (listed in Decree no. 178/2013): costs of recollection and handover for processing, costs of transporting 1 kg of electrical waste, costs of processing using best available techniques (so-called module processing costs), costs of administration and costs connected to collecting points. Naturally, the income from sales of secondary raw materials (or recycling revenue) is another important variable.

### 3.1 Income from sales of secondary raw materials

Our income analysis is based on projection of raw material prices based on projections by the World Bank<sup>7</sup>, the International Monetary Fund<sup>8</sup>, Infomine<sup>9</sup> and the EIU Economic and Commodity Forecast<sup>10</sup>. The analysis works with an aluminium price of CZK 30-60/kg (mean of CZK 45/kg), a silver price of CZK 8-12 thousand/kg (mean of CZK 10 thousand/kg), a copper price of CZK 40-140/kg (mean of CZK 90/kg), a silicon price of CZK 300-600/kg (mean of CZK 45/kg), and a gallium price of CZK 2.4 – 34.4 thousand/kg (mean of CZK 20.4 thousand/kg). It must be noted that these are primary raw material prices. Prices of secondary raw materials may differ more or less, depending chiefly on the raw material purity but also on other factors. It follows from the analysis that there is a relatively consensual opinion on the market that the price of secondary raw materials corresponds to approx. 70 % of the primary raw material price. Therefore, we work with this figure below.

In terms of processing (recycling) of the panels, e.g., Vojáček et al.<sup>11</sup> state that each category of panels is characterised by containing different types and quantities of (frequently hazardous) substances; thin-film panels are considered to be more environmentally hazardous. Lead is regarded as the main hazardous substance in crystalline panels: it occurs in the panel from solder or soldering paste, because there are very many soldered joints in this type of panel. Lead is highly toxic for the human body, even at doses of micrograms<sup>12</sup>. In addition, crystalline panels contain antimony and arsenic, both highly toxic for the human body. The main hazardous substances in thin-film panels are cadmium, indium and selenium, improving the absorption capacity of the panel. Some components (EVA, Tedlar) appear nowadays as difficult to reuse, which is why their disposal may mean further extra costs of transport, incineration or landfilling. The average yield rate of the module components (the mean yield rate of 90.7 % for all the components) implies that less than 10 % of the modules cannot be reused. Assuming that this portion will have to be incinerated (it has to be additionally assumed due to the hazardous nature of some substances that approx. 50 % of these 10 % will be contaminated with them and will have to be disposed of as hazardous waste), then the prices of incineration at CZK 10,000/t of hazardous waste and CZK 1500/t of other waste<sup>13</sup> imply an additional extra cost of CZK 0.58/kg of module.

Based on the micro models, we calculated the approximate revenues from recycling 1 kg of silicon module (income from sales of secondary raw materials) as the upper and lower bound of the content of each component in the module, the average yield rate and the lower and upper bound of the estimated raw material price on the market. The minimum value of raw materials in 1 kg of module is then CZK 15.5, while the maximum price is CZK 43.8 for primary raw materials (see Table 1). The 70 % of the aforesaid values for secondary raw materials would mean a range of CZK 10.9 – 37.2/kg of module.

**Table 1: Possible revenues from 1 kg of silicon module<sup>11</sup>**

	Price of raw material per kg of panel (lower bound) [CZK]	Price of raw material per kg of panel (upper bound) [CZK]
<b>Glass</b>	-	0.6
<b>Aluminium</b>	3.5	10.2
<b>Silver</b>	3.0	15.5
<b>Copper</b>	0.2	1.0
<b>Silicon</b>	8.8	16.5
<b>TOTAL:</b>	<b>15.5</b>	<b>43.8</b>

The lower estimate of the recycling revenues for 1 kg of thin-film module at the primary raw material prices (70 % in the brackets refers to the assumed secondary raw material prices) is CZK 3.5 (CZK 2.45); the upper estimate is CZK 79 (CZK 55). The average revenue from 1 kg of module is CZK 15

(CZK 12.6). Besides the average raw material price, this figure results from the yield rates of different processing technologies and the average contents of the component in the module, thus factually reflecting an average PV module built based on statistical data. Again, include CZK 0.58/kg of module for disposal of the module residue by incineration.

### **3.2 Net module processing costs**

Assuming the module processing costs of approx. CZK 8-9/kg of module (based on consultations with processing companies in the CR; costs quoted in international studies – see above – are considerably higher, amounting up to CZK 42/kg of module, with a mean of CZK 12/kg), we can expect future net costs of recycling complete unbroken photovoltaic modules with a favourable market development to be rather zero (without reflecting the recollection, transport and administrative costs) or slightly negative. This means that the income from sales of secondary raw materials might cover the costs of processing, or even generate a profit for the processing companies. In a very optimistic scenario, we can even expect modules to be repurchased (depending primarily on commodity prices). However, our analysis is based on a rather conservative estimate, reflecting the current market situation, where the majority of processing technologies are in the phase of pilot projects or test operation.

The consultation process abroad (data from a plant in Marienfeld (company Reiling) and the company Agro Drisa) showed that German companies applying the so-called wet processing method to thin-film modules charge costs of CZK 5/kg of module, and that the processing company charges CZK 1.35/kg of complete module handed over at the Reiling plant, and CZK 2.16/kg of partially disassembled module (with missing aluminium frame and/or cabling). If modules are not on pallets and their handling is required, a surcharge of CZK 2.16/kg of module is required.

Attempting to calculate the net costs of module processing (that is, costs of technological processing of a module after subtracting the expected income from sales of secondary raw materials), one has to include potential risks. With respect to the potential risks and the fact that the recycling contribution being assessed ought to cover the potential risks, it is justified to assume a reserve for unfavourable development (in both technologies and secondary raw material markets), or for cases of incomplete or broken modules (and the related costs of achieving the minimum reuse requirements) being delivered for processing, amounting to approx. CZK 1-2.5/kg (matching the current prices of processing in Germany as well). Said costs also better reflect the above risks associated with the hazardous substance content in modules and possible contamination of other components during the module recycling. The German market (the biggest and most advanced in Europe) serves as a support to this estimate and a certain “price maker” with several years of experience of PV module recycling.

### **3.3 Transport costs**

Transporting of photovoltaic modules from the photovoltaic power plant/collecting point to the processing plant is an integral part of the total recycling costs. Our consultations in the CR and analysis abroad showed that transport of decommissioned modules from larger photovoltaic power plants will be provided by contractual hauliers of collective systems. For small-scale individual rooftop installations, the owners will transport the modules to collecting points of the different collective systems, where they will be collected and then transported to the processing plant, or the collective systems will transport them individually. The same approach is chosen by processing companies in Germany, who offer transport from large-scale installation and set up collecting points with exact rules for smaller installations, from where the collected modules are transported.

According to a statement of the company SITA, modules can be transported on pallets, in pallet cages or loosely in containers. To prevent damage to modules, some collective systems and module processing companies require the use of pallet cages, which permit easier and safer transport of modules. Consultations with collective systems indicated that module transport is currently provided by external companies or the processing company directly.

Our study included a cost analysis based on approaching selected transport companies (twenty transport companies of different sizes) and modelling of total costs. Based on price lists and information

provided, the transport costs can be divided into costs of loading and unloading, the kilometre tariff, a surcharge for motorway use, and VAT. The companies charged loading and unloading a vehicle (lorry) with either CZK 400-700 per hour of work, or a price calculated based on pallet handling, amounting to around CZK 100 per pallet. The kilometre tariff depends on the vehicle type. For vans with a maximum capacity of 1.5 t, the rate is around CZK 12/km; for lorries with a capacity of up to 28 t, the rate is around CZK 32/km. If the haulier applies a surcharge for using motorways, it is typically around CZK 4.50/km. The VAT rate for waste transport is 21 %.

Our cost modelling assumed a reference distance of 200 km between the loading point and the processing plant; half the route consists of toll road sections. This distance is based on the economic balance of recycling plants, the operation and initial investment costs only pay back when larger quantities of modules are processed. Although there are talks nowadays about many entities being interested in operating recycling plants, their number will be proportionate to the number of decommissioned modules. The lack of modules was one of the reasons why many recycling plants focused solely on PV modules in Germany had to shut down. At present, the market only consists of plants for which PV modules are a supplementary activity. The transport costs are quoted inclusive of panel loading and unloading. The total costs of transporting 1 kg of module differ slightly depending on the quantity and the vehicle type used. When transporting 10 t of modules (and more) on a lorry, the costs are between CZK 0.98 and 2.07/kg, including VAT and the motorway surcharge. Higher transport costs are associated with collecting points, which expect primarily accumulation of rooftop modules, which will be fewer and probably more costly to transport. The costs may increase up to CZK 4/kg if the lorries are less efficiently utilised.

Under a long-term contract between a collective system and a haulier, better terms can be arranged than the list prices, which we used in our cost calculation. A sensitivity analysis was performed for the costs for distances between 100 and 300 km and different rates of vehicle capacity utilisation and transport methods. When transporting over 100 km, including loading and unloading, the costs per 10 t of modules are between CZK 0.52 and 1.95/kg; for a distance of 300 km, they are between CZK 1.43 and 2.86/kg. If goods are loaded loosely in containers, the transport costs are between CZK 0.23/kg (100 km) and CZK 0.55/kg (300 km); according to processing companies and collective systems, however, this method of transport is not suitable for photovoltaic modules, which is why our cost modelling assumes modules being transported in pallet cages. The logistic cost results indicate that the number of processing companies and their geographic distribution in the Czech Republic will have an influence on the ultimate amount of transport costs, as will the utilisation of the transport capacity of the vehicle used.

The results of our own analysis more or less match the results from consultations with collective systems, which currently charge between CZK 1.1 and 2.5/kg for transport. Some collective systems rely on the transport costs being paid by the processing company. When registering in the MoE collective system database, the collective systems quoted module transport prices between CZK 0.6 and 3.3/kg.

It follows from the essence that the transport costs have to be included in the contribution amount as one of the activities associated with the recycling. With reference to the above, we incline to an amount between CZK 1.7 and 2.1/kg of module, corresponding to the average transport costs. If the recycling revenues increase, processing companies can be expected to offer module transport and loading at their own expense. In such a case, any remaining financial resources will be returned to the photovoltaic plant operators/owners.

### **3.4 Other costs**

Another important item covered by collective systems from the recycling contribution is the administrative costs, partly induced by statutory reporting obligations and partly comprising costs that the collective systems include as such. The law does not exactly define the eligible components of this part of the contribution. Among the collective systems approached, the administrative costs were CZK 0.09-0.45/kg/year. Based on the data obtained, the administrative costs for the entire module lifetime can be expected to be CZK 2-2.5/kg.

A non-negligible quantity of modules covered by the Decree is scattered throughout the Czech Republic in the form of rooftop installations. Transport of these modules can hardly be expected to be

provided by collective systems. Therefore, some of the collective systems have already set up collecting points, typically in recycling yards or partner companies' facilities, typically hauliers and selected operators of photovoltaic power plants. Uncertainty problems arise when analysing the costs of collecting the modules: here, too, it is difficult to estimate the future development of the collecting network, whether it will expand or contract. Based on current information from the collective systems, we can assume approximately CZK 0.5-0.7/kg for renting spaces in recycling yards and handling works.

## 4 Results

The total amount of the fee is based on the following cost categories: costs of recollection and handover for processing, costs of transporting, module processing costs, costs of administration and costs connected to collecting points. The processing costs in the table are regarded as "net" costs to processing companies which are the total processing costs lowered by revenues. The structure of the fee can be seen in table 2. Summing the component costs, the disposal was set at CZK 5.2-7.8/kg.

**Table 2: Fee decomposition**

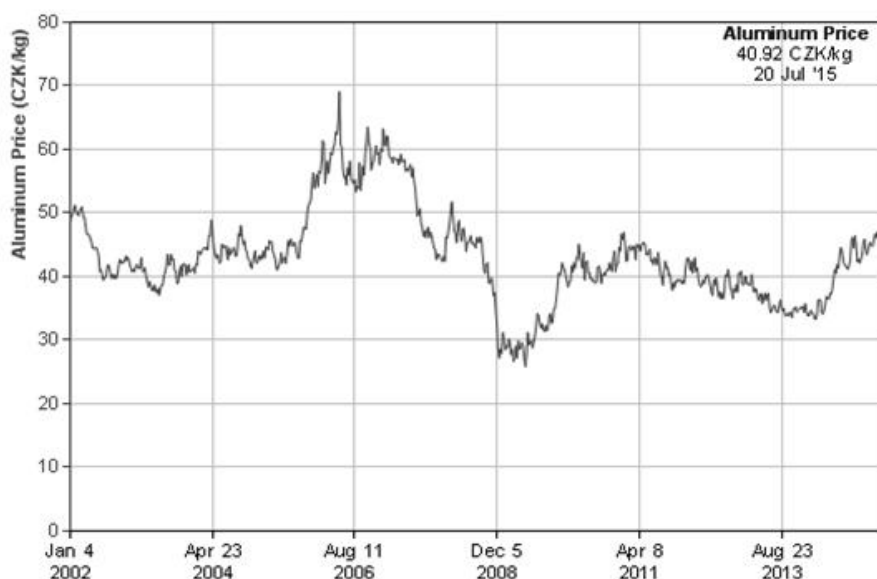
cost category	minimum amount (CZK/kg)	maximum amount (CZK/kg)
net module processing costs	1.0	2.5
transport costs	1.7	2.1
administration costs	2.0	2.5
costs of collection	0.5	0.7
<b>TOTAL:</b>	<b>5.2</b>	<b>7.8</b>

## 5 Discussion

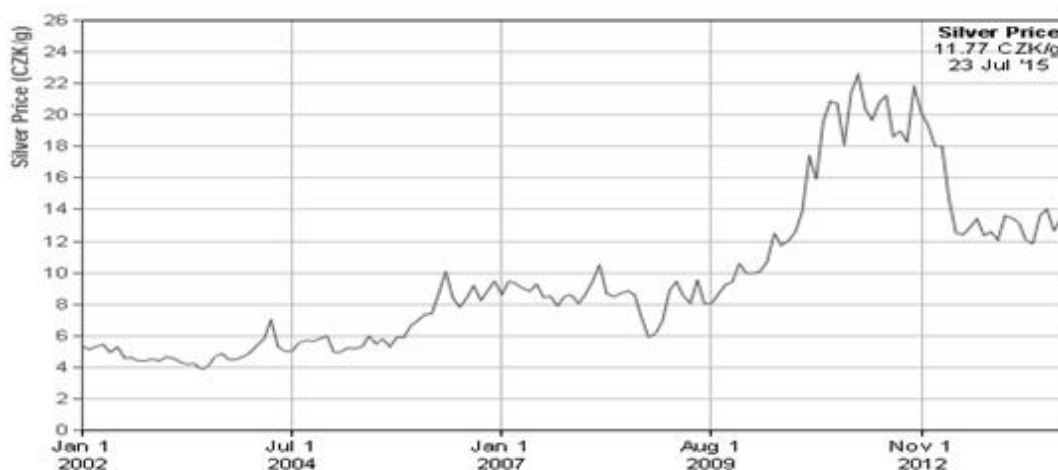
The results of our micro models for estimating the revenues from recycling of photovoltaic modules and costs of processing the modules are in accordance with results published in international studies. The average revenues from recycling of 1 kg of module were estimated, based on the micro model, to be CZK 12.6; the range is from CZK 2.45 to CZK 55 depending on the type of module and the current price of separated module components on the secondary raw material market. International studies have shown recycling revenues of CZK 4.80 – 63.69 per kg. According to Vojáček et al.<sup>11</sup>, the average costs of processing in the Czech Republic were determined by means of approaching existing processing companies and pilot operations, and are CZK 8-9/kg (unfortunately, we only had a very limited data source available); the average costs abroad are CZK 12/kg. The figure for the Czech Republic is thus grounded solely in statements of processing companies, without the ability to follow time series, etc. The module processing costs also have to include a certain reserve for covering various risks arising from the necessity to arrange recycling up to decades after the recycling contributions have been collected. Among others, these include:

- (i) the risk of price fluctuations for raw materials offered on the secondary raw material market (the price volatility is clearly illustrated by the development of aluminium and silver prices in the recent years; see Fig. 1 and 2);

**Figure 1: Aluminium price trend on primary markets in 2002 – 2015<sup>9</sup>**



**Figure 2: Silver price trend on primary markets in 2002-2015<sup>9</sup>**



- (ii) the risk of increased module processing costs due to incomplete delivery (e.g., missing valuable components such as the aluminium frame) with reference to compliance with minimum material reusability according to the Directive, or broken modules;
- (iii) the risk of development of new recycling technologies. This is not a risk in the true sense, but a risk for determining the contribution amount with reference to the extreme temporal inconsistency between the calculation time and the contribution collection and its factual utilisation for the stated purpose. Future technologies may significantly affect the module processing costs.

There are other risks and uncertainties with the disposal process which have to be taken into account while setting the fee. The variability of PV modules which restricts the batch processing, hazardous material content in modules which can negatively influence the secondary raw material sales, the legislative covers just modules recycling and the current fee doesn't include the fund for the other facility of the PV power plant (construction).



There is also a range of uncertainties, such as involving the transport costs for secondary raw material sales into the eligible costs of the disposal. Disposal fee payers were mostly big power plant operators but the duty to pay the fee should include all power plants (also the small roof installations).

Although it might appear at the first superficial comparison of the recycling revenues and the module processing costs that the total balance is zero, or even slightly positive, the total module disposal costs have to include the above items comprising transport, administrative and collection costs.

## 6 Conclusion

Applying the precautionary principle, the total net costs of recycling decommissioned PV modules were quantified to between CZK 5.2 and 7.8/kg (EUR 0.19-0.29/kg). The processing costs were determined based on the module composition (component substances and their quantities in modules), yield rates of existing technologies for processing decommissioned modules, and prices of primary and secondary raw materials on markets. We also took into consideration the contents of hazardous substances in PV modules and residual substances, which have to be treated as waste/hazardous waste. To quantify the costs and contents of substances and determine the yield rates, we carried out an extensive analysis of international literature and approached numerous entities dealing with the processing both in the Czech Republic and abroad (notably in Germany, which is among the pioneers of PV module recycling). Income from sales of secondary raw materials was then subtracted from the processing costs, thus obtaining the net processing costs.

A non-negligible part of the total net costs is transport of modules and administrative costs, comprising both resources for compliance with statutory reporting obligations and other costs included in this category by collective systems (such as overheads, PR, etc.). The least item is the costs of collection through collecting points, of importance primarily in connection with small-scale rooftop installations.

## References

1. EUROPEAN PARLIAMENT AND COUNCIL OF EU (2012). *Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on waste electrical and electronic equipment (WEEE)*. [Retrieved 2016-08-21] . Available at: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012L0019&from=EN>.
2. MINISTRY OF THE ENVIRONMENT (2013). *Vyhláška č. 178/2013 Sb. ze dne 24. června 2013, kterou se mění vyhláška č. 352/2005 Sb., o podrobnostech nakládání s elektrozařizeními a elektroodpady a o bližších podmínkách financování nakládání s nimi (vyhláška o nakládání s elektrozařizeními a elektroodpady), ve znění pozdějších předpisů (Decree No. 178/2013 Coll. June 24, 2013, amending Decree No. 352/2005 Coll., on details of waste electrical and electronic equipment and on conditions for the waste management financing (Decree on the electrical and electronic equipment disposal)*. [Retrieved 2016-07-15] . Available at: <http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/ViewFile.aspx?type=z&id=25754>.
3. GOVERNMENT OF THE CR (2011). *Vládní návrh zákona o podporovaných zdrojích energie a o změně některých zákonů – závěrečná zpráva z hodnocení dopadů regulace (The government bill on supported energy sources and certain laws amending- Regulatory Impact Assessment final report)*. [Retrieved 2016-08-20] Available at: <https://apps.odok.cz/attachment/-/down/KORN8H2JQPQE>.
4. MCDONALD, N., PEARCE, J. (2010). Producer responsibility and recycling solar photovoltaic modules. *Energy Policy*, 38, 7041-7047. ISSN 0301-4215.
5. FRIEDRICH, O. (2015). *German PV Recycling Law Likely To Set a Global Standard*. [Retrieved 2016-08-14] Available at: [http://www.solarindustrymag.com/issues/SI1411/FEAT\\_02\\_German-PV-Recycling-Law-Likely-To-Set-A-Global-Standard.html](http://www.solarindustrymag.com/issues/SI1411/FEAT_02_German-PV-Recycling-Law-Likely-To-Set-A-Global-Standard.html).

6. FTHENAKIS, V. M. (2000). End-of-life management and recycling of PV modules. *Energy Policy*, 28, 1051-1058. ISSN 0301-4215.
7. WORLD BANK (2015). *Commodity Price Forecast*. [Retrieved 2016-07-13] Available at: <http://knoema.com/>.
8. INTERNATIONAL MONETARY FUND (2015). *Commodity Price Forecast*. [Retrieved 2016-07-13] Available at: <http://knoema.com/>.
9. INFOMINE (2015). *Historický vývoj cen komodit (Commodity Prices Historical trends)*. [Retrieved 2016-07-13] . Available at: <http://www.infomine.com/>.
10. EIU (2015). *Commodity Price Forecast*. [Retrieved 2016-07-13] Available at: <http://knoema.com/>.
11. VOJÁČEK, O. et al. (2015). *Ekonomické zhodnocení výše současného nastavení příspěvku na zajištění nakládání s fotovoltaickými moduly uvedenými na trh do dne 31. 12. 2012 ve smyslu zákona o odpadech a návrh případné změny výše příspěvku s ohledem na nezbytnost zajištění zákonných požadavků (Economic assessment of current rate of the recycling fee for PV modules placed on the market till 31. 12. 2012 in terms of the Waste Act and proposal of potential change in fee with respect the legal obligations)*. IREAS, o.p.s. Praha. Study prepared for Ministry of the Environment of the Czech Republic. 56 pp.
12. CUCCHIELLA, F.; D'ADAMO, I.; LENNY KOH, S.C.; ROSA, P. (2015). Recycling of WEEEs: An economic assessment of present and future e-waste streams. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 51. 263 – 272. ISSN 1364-0321.
13. ROUŠAR, I. (2008). *Projektové řízení technologických staveb (Technology buildings project management)*. Praha: Grada Publishing a.s. ISBN 978-80-247-2602-1.

## Zhodnocení současného nastavení výše příspěvku na nakládání s fotovoltaickými moduly: případová studie České republiky

Jan MACHÁČ<sup>a, b</sup>, Lenka ZEMKOVÁ<sup>b</sup>, Jiří LOUDA<sup>a, b</sup>, Ondřej VOJÁČEK<sup>c</sup>

<sup>a</sup> Národohospodářská fakulta, Vysoká škola ekonomická, náměstí Winstona Churchilla 4, 130 67 Praha 3

<sup>b</sup> Fakulta humanitních studií, Karlova univerzita v Praze, U Kříže 8, 158 00, Praha 5

<sup>c</sup> Fakulta strojní, České vysoké učení technické v Praze, Technická 5, 166 29, Praha 6

e-mail: [machac@e-academia.eu](mailto:machac@e-academia.eu), [zemkova@e-academia.eu](mailto:zemkova@e-academia.eu), [louda@e-academia.eu](mailto:louda@e-academia.eu), [ondrej.vojacek@gmail.com](mailto:ondrej.vojacek@gmail.com)

### Souhrn

Česká republika má přibližně 2 124 MWp instalované kapacity z fotovoltaických elektráren. Životnost modulů se odhaduje na 20 – 30 let. Po skončení jejich životnosti a vyřazení z provozu se fotovoltaické moduly stávají nebezpečným odpadem a je nezbytné je zlikvidovat v souladu s legislativními požadavky.

Vzhledem k obavám vlády a obcí, že vlastníci a provozovatelé elektráren se po vyřazení modulů z provozu o tento druh odpadu správně nepostarají na své vlastní náklady, vláda přijala systém financování nakládání s odpady z fotovoltaických elektráren, které byly uvedeny do provozu před rokem 2013. Článek se zaměřuje na zhodnocení současné výše recyklačního příspěvku se zahrnutím nákladů recyklace a výnosů z prodeje druhotných surovin a upozorňuje na kritická místa současného stavu s ohledem na rizika a reálné náklady recyklačního systému. Na základě aktuálních tržních cen a jejich predikce je optimální výše příspěvku (s přihlédnutím k možným rizikům a nejistotám) stanovena na 5,2 – 7,8 Kč/kg.

**Klíčová slova:** Recyklační příspěvek, fotovoltaické moduly, Environmentální politika, Princip předběžné opatrnosti, Druhotné suroviny, OEEZ

# Trends in the balance and material flows of phosphorus in the Czech Republic

Josef HEJZLAR, Yuliya VYSTAVNA, Jiří KOPÁČEK

Biology Centre of the Czech Academy of Sciences, v. v. i., Institute of Hydrobiology, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, Czech Republic

e-mail: [hejzlar@hbu.cas.cz](mailto:hejzlar@hbu.cas.cz)

## Abstract

In developed countries, recycling of phosphorus (P) is an important issue as P is a strategic raw material for agriculture and other production sectors. But, P is also causing environmental problems, for example eutrophication of surface waters and change in nutrients balance. Using the methodology of material flow analysis, main flows and stocks of P were quantified in the Czech Republic (CR) during 1961–2010. The P balance in the CR depends on the P import in mineral fertilizers (1 kg/(ca·yr)) and food and feed (1.5 kg/(ca·yr)). Significant P losses to the CR environment represent an untapped potential for recycling. For example, municipal sludge (0.4 kg/(ca·yr)) and bone meal (0.25 kg/(ca·yr)) could replace 70 % of P in applied mineral fertilizers. The CR recycling rate of P (68 % in livestock production, 21 % in food production, 10 % in human consumption) is below the European (EU-27) average. The present CR agricultural production still benefits from soil P reserves resulting from the previous application of high doses of mineral fertilizers prior to the 1990s.

**Key words:** phosphorus cycle, material flow analysis, nutrient use efficiency, agricultural balance, consumer system.

## Introduction

Phosphorus (P) is necessary for vital functions of all living organisms and, consequently, an essential element for life on Earth. The use of phosphate fertilizers produced from sedimentary and igneous rocks is one of the factors to increase high crop and livestock production that is needed for the growing world population. At the same time, P is a finite resource with limited time availability. According to recent data, there is no high risk that the mineable reserves of phosphate ore will be exhausted in the short time scale<sup>1</sup>. However, other factors such as the world patchy occurrence of phosphate deposits, their location in geopolitically unstable regions and increasing contamination of mined ore (especially by heavy metals – Cd, U) affect the availability of phosphate fertilizers and cause the growth of their prices<sup>2</sup>. More than 90 % of the world production of phosphate ores is in Morocco, China, USA, Russia and South Africa. Phosphate prices also affects small recycling rate of P and strategic decisions of states rich in phosphorus.

In the past, wastes rich in nutrients, including P, were recycled in all sectors of the economy in closed or nearly closed loops<sup>3</sup>. Urbanization has changed this status and the reuse of nutrients from wastes has become economically unprofitable<sup>4,5</sup>. Recent studies on P cycle in the anthroposphere made at the global level<sup>5,6,7</sup> indicate that this situation must be changed and the recycling of phosphorus in economic systems must be restored. Therefore, the material P flows have been calculated in the framework of national economies during the past few years, especially in Europe (Finland<sup>8</sup>, Sweden<sup>9</sup>, Austria<sup>10</sup>, France<sup>11</sup>), but also elsewhere in the world (e.g., USA<sup>12</sup>, China<sup>13,14</sup>, Japan<sup>15</sup>, Thailand<sup>16</sup>). Recently, van Dijk et al.<sup>17</sup> published a comprehensive balance of P flows for all countries of the European Union (EU-27), including the Czech Republic (CR). The study was based on data from year 2005 and used a unified methodology, allowing comparisons of individual countries. Albeit large variation between the countries, generally the P use in the EU-27 was characterized by relatively large dependency on imports, long-term accumulation in agricultural soils, especially in west European countries, losses throughout entire society, especially by emissions to the environment and sequestered waste, little recycling with the exception of manure, and low use efficiencies.

The aim of this article is to present the data of material flows of P in the CR in comparison with the situation in the EU-27 in 2005<sup>17</sup> and reconstruct the P balance in the CR back to history. We evaluate major fluxes and stocks of P, its use and losses to surface waters and in wastes, and discuss the potential for improving P recycling in various sectors of the CR economy.

## Methods

The framework for evaluation of P flows in the economy of the CR is based on the study of van Dijk et al.<sup>17</sup>. The method includes five economic sectors, which are crop production (CP), animal production (AP), food processing (FP), non-food sector (NF) and human (including pets) consumers (HC) (Figure 1). The CP sector includes the production on arable land and grassland, including seed industry. The AP sector includes cattle breeding, fish production, aquaculture and feed processing. The FP sector includes processing of agricultural crops, milk and eggs, slaughtering of livestock, fish production, and also catches of wild fish and animals. The NF sector includes the production of pulp and paper, forestry, manufacturing of pet food and detergents. The HC sector includes the consumption of foods based on plant and animal products and the use of non-food products such as fibres, tobacco, leather, fur, pet food, detergents, wood and paper. The consumption in the HC sector is realized by households, wholesale, retail, restaurant services, including catering, etc. The outputs from this sector include municipal wastes, such as wastewaters, solid waste, bio- and green waste, pet waste, paper and wood. Other non-municipal waste flows are included in the relevant sectors, such as the loss of stable manure in the AP, liquid and solid industrial wastes, including meat and bone meal in the FP and the burning of biomass for bio-energy in the NF. Altogether, the model describes 31 main flows (Figure 1) which are composed of 96 sub-flows. Basic calculations of material flows were carried out according to van Dijk et al.<sup>17</sup> with using their detailed data for 2005. The individual P fluxes in the CR during the period of available statistical data (1961 – 2010) were then based on annual statistics (Yearbooks of the Czech Statistical Office) of cattle, pigs and poultry numbers, applied mineral P fertilizers, production of cereals, grain and forage crops, amounts of consumed detergents, production of P by residents into wastewaters, and P treatment efficiency of wastewater treatment plants.

## Results and Discussion

### Import, export, and losses of phosphorus

The balance of P flows in the European Union (EU-27; Table 1) shows that the import of P into the EU in 2005 was 2,392 Gg, of which ~40 % remained accumulated in agricultural soils and the rest was lost from the system through the solid and liquid wastes in the different sectors.

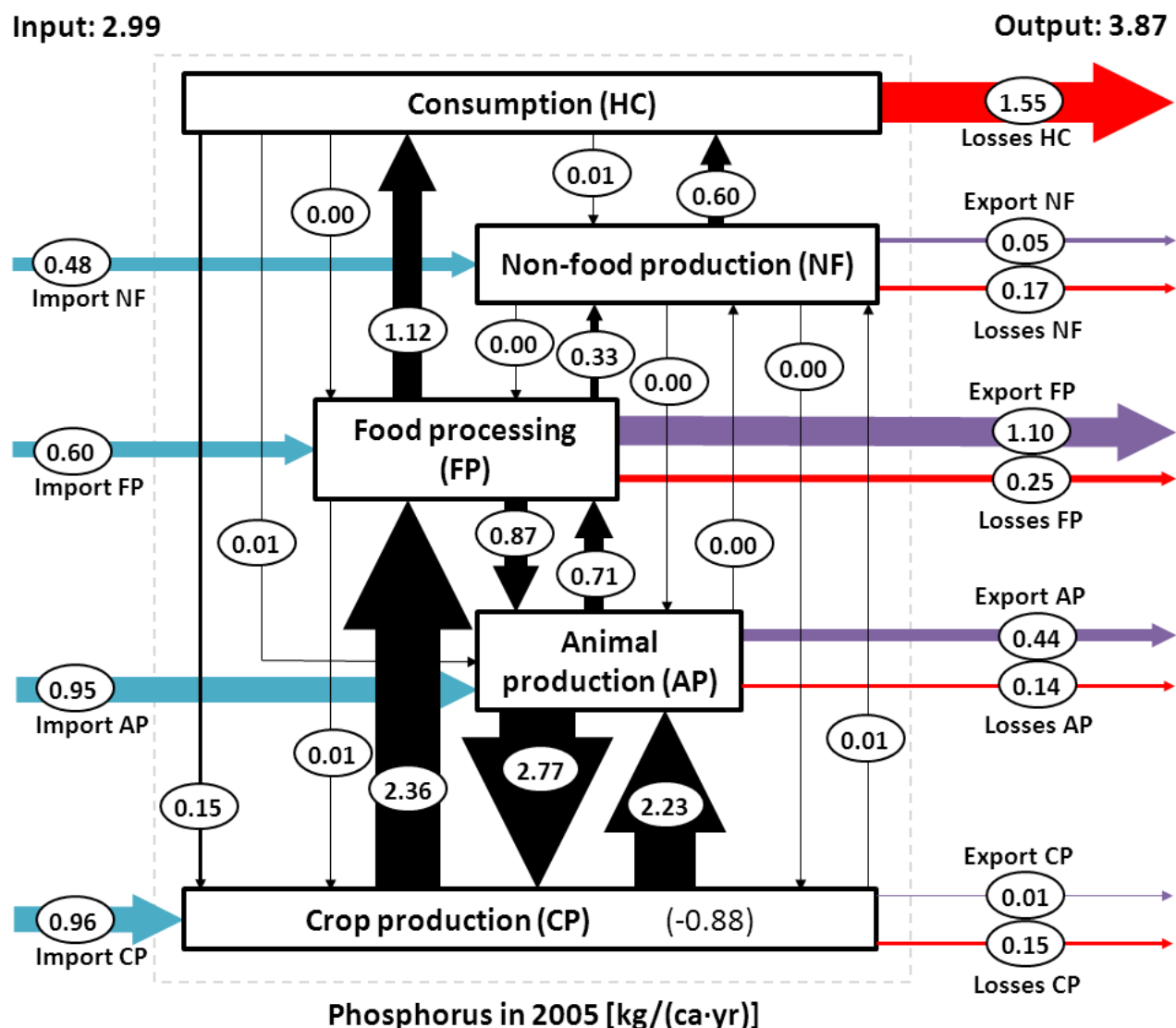
**Table 1: Import, export and phosphorus losses in absolute amounts (Gg/yr) and as relative proportions within sub-sectors in the EU-27 and in the Czech Republic in 2005; distinguishing between the sectors of crop production (CP), animal production (AP), food processing (FP), non-food production (NF) and consumption (HC) according to van Dijk et al.<sup>17</sup>**

Sector	EU-27			CR		
	Quantity of P [Gg/yr or %]			Quantity of P [Gg/yr or %]		
	Import	Export	Loss	Import	Export	Loss
CP	1399 (58 %)	4 (1 %)	84 (7 %)	9.8 (32 %)	0.1 (1 %)	1.6 (7 %)
AP	440 (18 %)	21 (9 %)	62 (5 %)	9.7 (32 %)	4.5 (28 %)	1.4 (6 %)
FP	338 (14 %)	216 (86 %)	339 (28 %)	6.2 (20 %)	11.2 (68 %)	2.5 (11 %)
NF	215 (9 %)	11 (4 %)	77 (6 %)	4.9 (16 %)	0.5 (3 %)	1.8 (8 %)
HC	-	-	655 (54 %)	-	-	15.9 (68 %)
total	2392 (100 %)	252 (100 %)	1217 (100 %)	30.6 (100 %)	16.4 (100 %)	23.2 (100 %)

The EU was heavily dependent on P imported from abroad, mainly on imports of primary P (i.e., the inorganic P from the mined phosphates, unlike the secondary P originating from the cycle of organic matter in the biosphere), which represented 74 % of total imports. Sectors related to food production (CP, AP and FP) were most important importers (91 % of total P import). The share of agricultural sectors CP and AP in the total import was 76 %. The EU industry had a decisive share in the total

imports of primary P (92 %). Agriculture and food sector were therefore a major driving force in the P demand and created Europe's dependence on primary P.

Phosphorus input into the CR economic system was, unlike the EU, less than the output, mainly due to significantly lower input P in the CP. On the contrary, a relatively high P output from the CR was caused by P exports higher than the EU-27 average, especially in the FP sector (high export of plant-based foods) and the AP sector (high export of feeds and live cattle). The relative size of total losses P in the economic system of the CR does not differ much from the EU-27 average. Lower losses were in the FP sector, while losses from HC sector (wastewaters, pet excreta) were about 20 % higher than the European average.



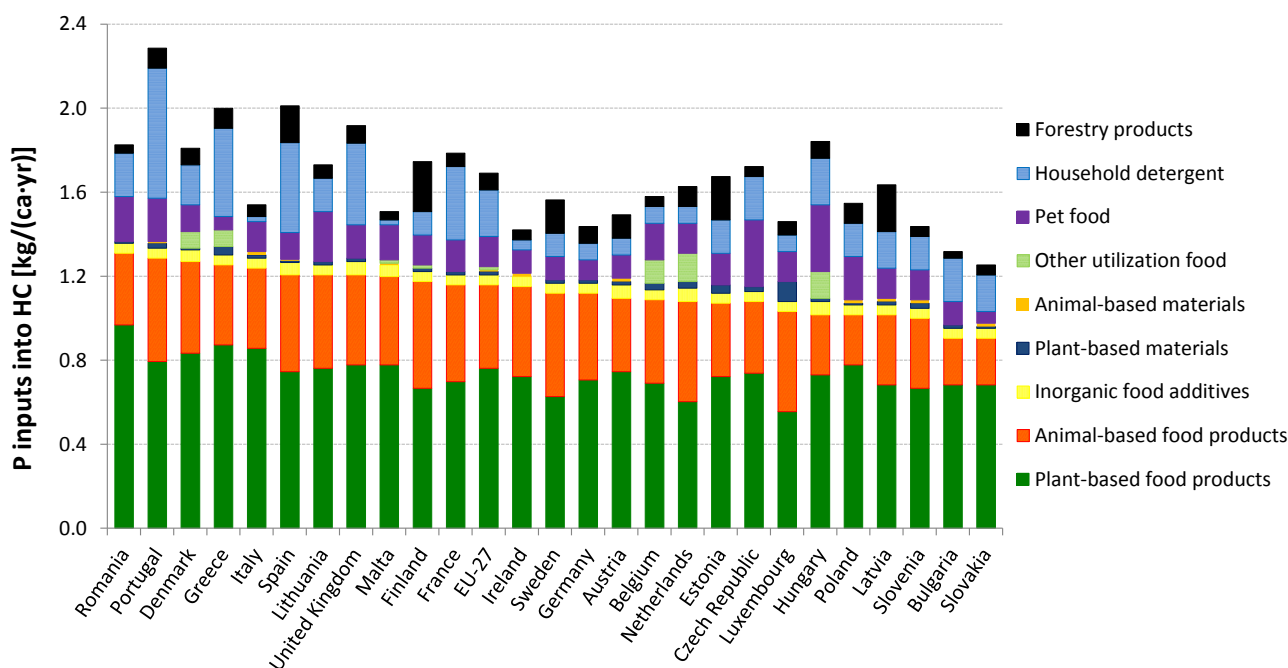
**Figure 1: Material flows and use of phosphorus in the Czech Republic in 2005 [kg/(ca·yr)]: aggregated data at the food and non-food production–consumption–waste chain showing imports (blue), exports (purple), losses (red) and internal flows (black) between individual sectors. The arrow thickness indicates the relative flow size; the negative balance of -0.88 kg/(ca·yr) for CP represents net loss of P from agricultural soils (depletion)**

### Internal P flows among sectors

Largest exchanges of P within the economic system of the CR were between the sectors of crop and livestock production (CP – AP). Their sizes were similar to the unidirectional flow from the CP into FP

sector. The mass balance indicated that the CP sector was additionally supplied by internal P flux from soil (Figure 1). This internal P flux was 9 Gg/yr in 2005, i.e. 0.88 kg/(ca·yr) or 2.1 kg/(ha·yr), and represented a net P loss from the agricultural soil. Approximately 48 % of P output from the CP sector was used for feed production in the AP sector (fodder crops, bulk feed), 51 % was transferred to the food processing and only 0.1 % into the non-food production.

Phosphorus input into the HC sector in the EU-27 states through the food ranged from 0.92 to 1.36 kg/(ca·yr) while the value of 1.12 kg/(ca·yr) in the CR was at the level of lower quartile (Figure 2). The ratio of P in plant and animal foods entering the HC sector was also variable and ranged from about 3 : 1 (Poland, Slovakia and Bulgaria) to 1.2 : 1 (Sweden, Luxembourg, the Netherlands). The NF sector supplied the consumer sector with 0.61 kg/(ca·yr) of P in the CR, which was more than the EU-27 average (0.54 kg/(ca·yr)). This flow was dominated by pet food and detergents (18 and 12 %, respectively, of the total P input to HC). The share of pet food in the CR was the highest among all the EU-27 states, whereas the proportion of detergents was close to average.



**Figure 2: Phosphorus amounts in products supplied to the consumer sector (HC) in the EU-27 and its member states in 2005; sorted in descending order by total plant- and animal-based food products quantity (according to van Dijk et al.<sup>17</sup>)**

## Losses of P

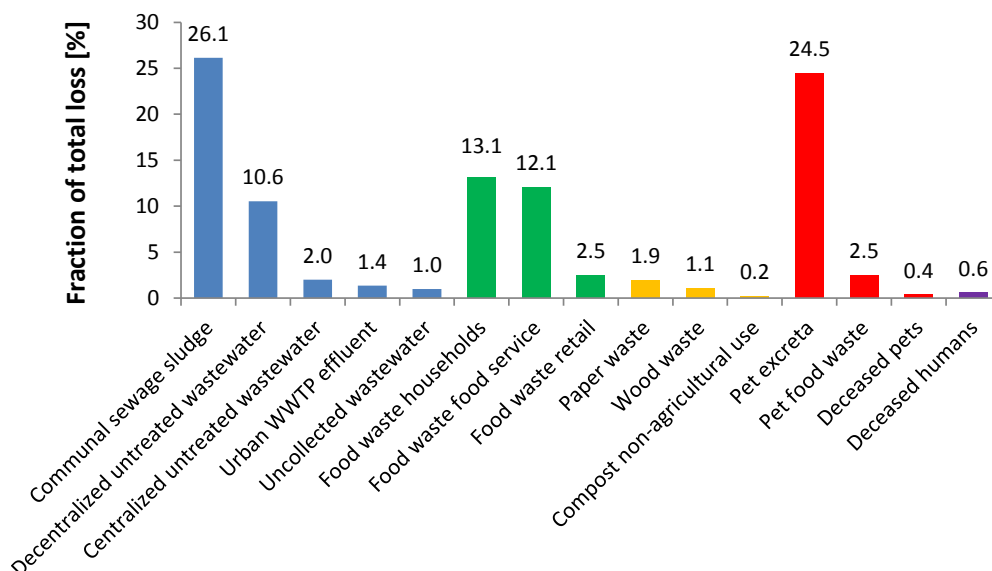
The CR inputs of P into the HC sector in foods and other products (1.66 kg/(ca·yr)) ended in several waste streams, of which only a relatively small portion (~10 % of inputs) was recycled or reused. The recycled materials included mainly sludge from municipal wastewater treatment plants and compost from solid wastes in agricultural production, human food residues for animal feeding, and recycling of paper and wood. The CR recycling of P was far below the EU-27 average (i.e., 21 %). Several countries (e.g., Denmark, Spain, France, UK) recycled > 30 % P from wastes. Wastes from the HC sector (41 %; Figure 3) were composed mainly of wastewaters and sludge from wastewater treatment plants (41 %). The P discharge into surface waters in treated and untreated wastewaters was 0.64 g/ca/day. This value corresponds with the average efficiency of P removal in the CR wastewater treatment plants around 2005. Large P losses also occurred in food wastes (28 %), pet food residues and excreta ending in municipal solid waste or in gardens (27 %).

Other P was lost from its flows between other sectors: e.g., 0.25 kg/(ca·yr) P was lost from the FP sector and 0.14 to 0.17 kg/(ca·yr) from the NF, AP and CP sectors (Figure 1). A total of 23.2 Gg (i.e.,

2.26 kg/(ca·yr)) of P passed into the waste in the CR in 2005, which means that 76 % of the P entering the system was lost.

### P use efficiency

The way in which P is used and recycled in the system determines the efficiency of its utilization. The P use efficiency (PUE) is generally calculated as a proportion of efficiently used P to total P input into the system or sub-sectors:



**Figure 3: Share of phosphorus amounts in solid and liquid waste flows from the consumption (HC) sector (totalling 1.55 kg/(ca·yr)) for the Czech Republic in 2005. Data are arranged from left to right by wastewaters (blue), food wastes (green), other non-food organic wastes (orange), pet related wastes (red) and deceased humans (purple) (according to van Dijk et al.<sup>17</sup>)**

$$PUE_{\text{sector}} = \text{Output}_{\text{effective}} / \text{Input}_{\text{total}} \times 100 \%$$

The definition of effective output is arbitrary and depends on the level of system analysis, involved flows and the objectives of the study. In this study, we consider two types of PUE (1 and 2) that differ in the approach to assessing the effective output (Table 2). In PUE-1, the effective output is the total P output from a sector minus P losses. Therefore it is expected that only the losses are not the effective output. In PUE-2, only the upward flows of P and the sector export are included in the effective output, and thus the downward flows are disregarded (see scheme of Figure 1). The difference between PUE-1 and PUE-2 thus represents recycling rate that indicates the percentage of recycled P of the sector P input.

**Table 2: Phosphorus use efficiencies (PUE [%]) and phosphorus recycling rate [%] estimated per sector for the EU-27 and the Czech Republic in 2005**

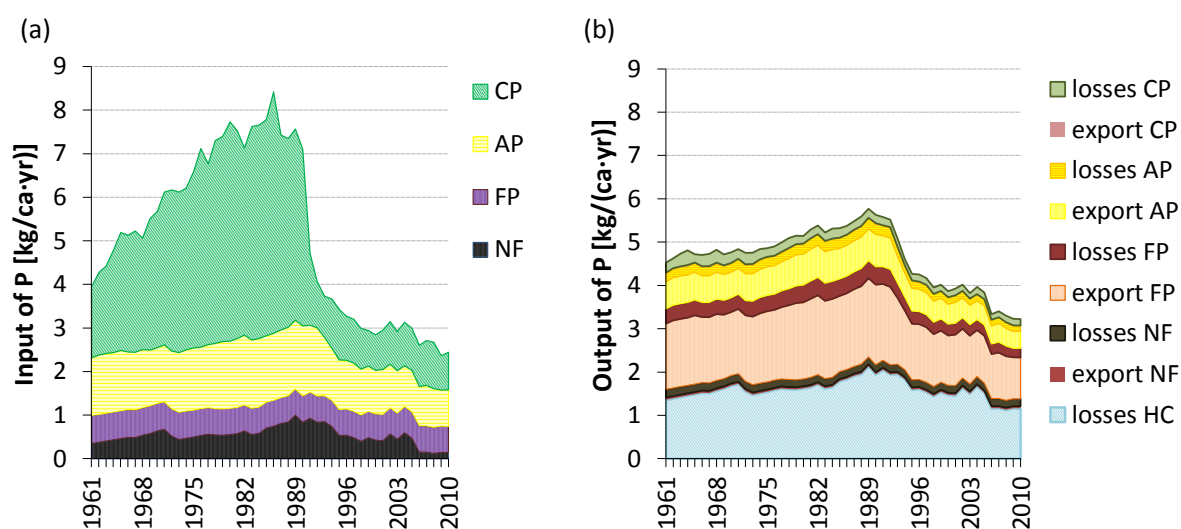
Quantity	CP		AP		FP		NF		HC	
	EU	CR	EU	CR	EU	CR	EU	CR	EU	CR
PUE-1 (output flows minus losses)	70	118	97	97	80	93	76	79	21	10
PUE-2 (upward output flows plus export)	70	118	24	28	52	72	76	79	n.a.	n.a.
Recycling rate	0	0	73	68	28	21	0	0	21	10

n.a., not applicable

PUE in the CR sectors of CP, AP, FP and NF exceeded those in the EU-27 (Table 2), mainly because the CP sector took more P from the CR soil than was the average rate of P fertilisation. In contrast, more P was added to the soil than used for the crop on average in the EU-27. The effectiveness in the CP sector was reduced by 4 % in the CR due to P loss from soil into surface water by erosion and leaching. PUE-1 was 97 %, 93 %, 79 % and 10 % in the CR sectors of AP, FP, NF and HC, respectively. The CR values of recycling rates (Table 2) were significantly lower than the EU-27 averages for all sectors; with the most pronounced difference in the HC sector (10 versus 21 %).

### Trends of the P balance in the Czech Republic during 1961 – 2010

The annual P input into the Czech economy increased from ~4 to ~8 kg/(ca·yr) between 1961 and the late 1980s, respectively (Figure 4). Starting from the early 1990s, the P input began to rapidly decrease and reached <3 kg/(ca·yr) after 2006. This trend resulted mostly from the changes in the application rate of mineral P fertilizers to agricultural land. This flux increased till 1989 (to a value of 30–35 kg/(ca·yr)) and then decreased sharply to ~20 % of the maximum rate (i.e., to 5–8 kg/(ha·yr)). Another factor contributing to lower P inputs to farmland resulted from drastic reduction of livestock numbers and lower production of manure. Most of the decline in the P input to the CR economy after 2006 was associated with the reduction of P in detergents for household use.



**Figure 4: Development of P inputs (a) and outputs (b) in individual economy sectors in the Czech Republic during 1961 – 2010**

The difference between the input and output flows of P represents the net P amount accumulated in the agricultural soil (Figure 5). The soil P pool rapidly increased during the 1970s and 1980s, when almost 100 kg/ha of P accumulated in the agricultural soils. This stock was gradually depleted to ~55 kg/ha in 2010. At the current level of ratio between the P removal in crop and P input in fertilizers, the soil P pool can support the CR agricultural production until about 2040. Unlike the high dynamics of P input into the system, the production of food and the per capita P use remained relatively stable.



Consequently, PUE of the entire system in the CR (i.e., the sum of P exports from all sectors divided by the total P input) decreased until the end of the the 1980s (to ~35 %), but then increased, and has been fluctuating between 50 and 60 % since the 1990s.

### Potential for improving P recycling

The PUE can be increased only by a better management of nutrients. In each sector of the CR economy, as well as the whole EU-27, there are many opportunities how to improve the efficiency of P use by reducing its consumption or by increasing the efficiency of its recycling. For example, in the CP sector, the PUE can be improved by optimising fertilisation against the plant P demands and by reducing P losses from soil erosion and leaching. In the AP sector, the PUE can be increased by optimizing the dosage of feed and the P content in the feed, while maximizing the P utilization for animals. In the FP sector, there is a relatively large potential for the PUE increase, using technologies with limited losses of raw materials; especially in the slaughter of farm animals (bones are currently mostly incinerated and the ash is landfilled). In the NF sector, the PUE is relatively high. But even there, the efficiency can be increased by P recycling, for example by using wood ash to produce fertilizers. In the HC sector, the PUE is equal to the rate of recycling by definition. The PUE in this sector is significantly lower in CR than in countries such as Denmark, Sweden, Germany, Austria, France and Spain, where the systems of collection and separation of biowaste are widely implemented and used. Wastewater treatment and processing of biodegradable solid waste, such as food waste and excreta of domestic animals, has a high recycling potential. P from wastewaters can be recycled not only by direct application of stabilized sewage sludge to agricultural soils, but also through the production of struvite for fertilizers, which can be directly precipitated from wastewaters, or separated from ash after incineration of the sludge<sup>18</sup>. The P loss associated with municipal solid waste can be reduced by limiting food waste in the retail industry, households, and catering services. Municipal waste may be used for producing high-quality compost, suitable for use in agriculture, if the wastes are environmentally thoughtfully sorted.

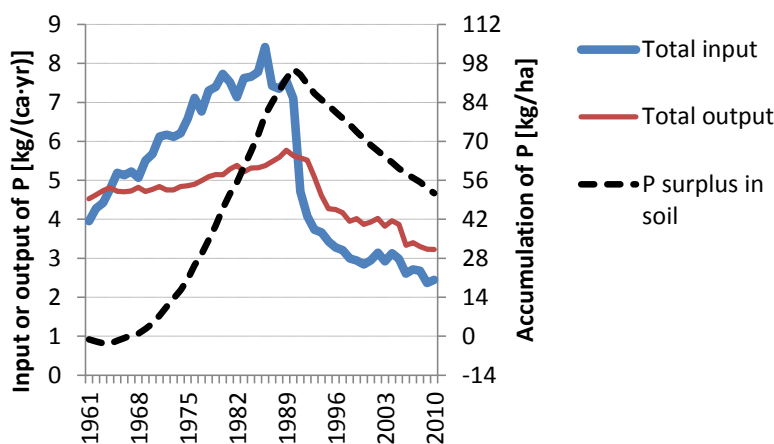


Figure 5: Development of the total input and total output of phosphorus in the Czech economy and the cumulative P surplus in agricultural soils during the period from 1961 to 2010

## Conclusions

The input of primary P by mineral fertilizers into the soil in the Czech Republic have undergone considerable changes in the last half-century with a peak in the 1980s and a dramatic decline during the 1990s and 2000s. A similar increase and subsequent decline in mineral P fertilizer use was observed in all central and eastern European post-communist countries. At the same time, many countries of northern, western and southern Europe use unchanged high doses of mineral P fertilizers till today. As a result of the decline in the use of mineral P fertilizers, in the countries of central and eastern Europe the soil P balance become zero or negative after 1990. On the contrary, the countries of southern and especially northern and western Europe have positive soil P balance, with continuing net P

accumulation. The net inputs of secondary P are steadily increasing in the whole EU-27, mainly due to increased imports of food and feed. In countries with high density of livestock (e.g., the Netherlands and Belgium), application rate of mineral P fertilizers decreased in recent years but the P surplus in the soil still increases, which is the result of considerable density of livestock and the consequent need for feed imports.

The analysis of P flows in the Czech economy showed that the PUE in 2005 was 118 % in crop production and 28 % in livestock production (or 97 % assuming P recycling from organic fertilizers). Per 1 kg of P in the manufactured food, about 3 kg of a primary P in the mineral P fertilizers were needed. This relatively high ratio indicates a low efficiency in the chain of agricultural production – manufacturing sector – consumer. The European average (1 : 4 for EU-27) is even less. In the CR, high P losses were mainly in households and also in the food sector, due to a small proportion of P recycled from the food residues and waste back into the food production chain. Instead, most of this P was lost in disposal sites or by discharging into surface waters. The P losses from the CR economy in 2005 accounted for 76 % of total P input, which is an alarming value compared to the EU-27 average of 51 %.

Numerous opportunities exist for the more efficient and effective P use, including reduction of P losses from the system and more efficient P recycling from wastes. Withers et al.<sup>19</sup> have suggested the following five strategic guidelines for the sustainable use of P, which can increase PUE: (1) Alignment of the P inputs to the system with production requirements; (2) minimizing P losses into water; (3) effective recycling of P in biological materials; (4) P recovery from wastes; and (5) redefining the P use in the society with a focus on optimizing nutrition and the whole food system.

## Acknowledgments

*This study was supported by the Grant Agency of the Czech Republic, project No. P504/15/04034S.*

## References

1. Scholz R. W., Wellmer F.-W.: Approaching a dynamic view on the availability of mineral resources: what we may learn from the case of phosphorus? *Global Environmental Change* 2013, 23: 11 – 27.
2. Silva E. F., Mlayah A., Gomes C., Noronha F., Charef A., Sequeira A.: Heavy elements in the phosphorite from Kalaat Khasba mine (North-western Tunisia). Potential implications on the environment and human health. *Journal of Hazardous Materials* 2010, 182: 232 – 245.
3. Ashley K., Cordell D., Mavinic D.: A brief history of phosphorus: from the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere* 2011, 84: 737 – 746.
4. Cordell D., Drangert J. O., White S.: The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environment Change* 2009, 19: 292 – 305.
5. Smil V.: Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Energy and the Environment* 2000, 25: 53 – 88.
6. Cordell D., Rosemarin A., Schröder J. J., Smit A. L.: Towards global phosphorus security: a systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere* 2011, 84: 747 – 758.
7. Liu Y., Villalba G., Ayres R. U., Schroder H.: Global phosphorus flows and environmental impacts from a consumption perspective. *Journal of Industrial Ecology* 2008, 12: 229 – 247.
8. Antikainen R., Lemola R., Nousiainen J. I., Sokka L., Esala M., Huhtanen P.: Stocks and flows of nitrogen and phosphorus in the Finnish food production and consumption system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2005, 107: 287 – 305.
9. Neset T. S. S., Bader H. P., Scheidegger R., Lohm U.: The flow of phosphorus in food production and consumption-Linköping, Sweden, 1870 – 2000. *Science of the Total Environment* 2008, 396: 111 – 120.
10. Egle L., Zoboli O., Thaler S., Rechberger H., Zessner M.: The Austrian P budget as a basis for resource optimization. *Resources, Conservation and Recycling* 2014, 83: 152 – 162.

11. Senthilkumar K., Nesme T., Mollier A., Pellerin S.: Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: the case of France. *Global Biogeochemical Cycles* 2012, 26: GB2008.
12. Suh S., Yee S.: Phosphorus use-efficiency of agriculture and food system in the US. *Chemosphere* 2011, 84: 806 – 881.
13. Liu Y., Mol A., Chen J.: Material flow and ecological restructuring in China: the case of phosphorus. *Journal of Industrial Ecology* 2004, 8: 103 – 120.
14. Yuan Z., Liu X., Wu X., Zhang L., Bi J.: Anthropogenic phosphorus flow analysis of Lujiang County, Anhui Province, Central China. *Ecological Modelling* 2011, 222: 1534 – 1540.
15. Mishima S., Endo A., Kohyama K.: Recent trends in phosphate balance nationally and by region in Japan. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 2010, 86: 69 – 77.
16. Thitanuwat B., Polprasert C., Englande A. J., Jr.: Quantification of phosphorus flows throughout the consumption system of Bangkok Metropolis, Thailand. *Science of the Total Environment* 2016, 542: 1106 – 1116.
17. van Dijk K. C., Lesschen J. P., Oenema O.: Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. *Science of the Total Environment* 2016, 542: 1078 – 1093.
18. Schoumans O. F., Bouraoui F., Kabbe C., Oenema O., van Dijk K. C.: Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio* 2015, 44: 180 – 192.
19. Withers P. J., van Dijk K. C., Neset T. S., Nesme T., Oenema O., Rubaek G. H., Schoumans O. F., Smit B., Pellerin S.: Stewardship to tackle global phosphorus inefficiency: the case of Europe. *Ambio* 2015, 44 (Suppl. 2): 193 – 206.

## Trendy bilance a látkových toků fosforu v ČR

Josef HEJZLAR, Yuliya VYSTAVNA, Jiří KOPÁČEK

Biologické centrum Akademie věd České republiky, v. v. i., Hydrobiologický ústav,  
Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, Česká republika

e-mail: [hejzlar@hbu.cas.cz](mailto:hejzlar@hbu.cas.cz)

### Souhrn

V poslední době se v rozvinutých zemích volá po zvýšení recyklace fosforu (P), který je strategickou surovinou pro zemědělství i jiné produkční sektory. Zároveň je P také zdrojem vážných environmentálních problémů, např. způsobuje eutrofizaci povrchových vod a narušuje živinové rovnováhy.

S použitím metodiky analýzy materiálových toků byla v rámci hospodářství ČR provedena bilance vstupů a výstupů P a byly vyhodnoceny dílčí materiálové toky P mezi jednotlivými sektory. Výsledky ukazují, že hospodářství ČR je závislé na dovozu P prostřednictvím minerálních hnojiv (1 kg/os/rok), potravin a krmiv (1,5 kg/os/rok) a současně se vyznačuje značnými ztrátami P do prostředí a nevyužitým potenciálem jeho recyklace.

Například komunální kaly (0,4 kg/os/rok) a masokostní moučka (0,25 kg/os/rok) by mohly nahradit 70 % množství aplikovaných minerálních hnojiv. Míra recyklace P v ČR (68 % v živočišné výrobě, 21 % v produkci potravin, 10 % v lidské spotřebě) je ve srovnání s EU-27 podprůměrná. Zemědělská výroba v ČR v současnosti dosud využívá zásobu P v půdě z minerálních P hnojiv aplikovaných v minulosti před rokem 1990.

**Klíčová slova:** cyklus fosforu, analýza materiálových toků, účinnost využití živin, zemědělská bilance, spotřebitelský systém.

# Efektivnost obcí v oblasti odpadového hospodářství a její determinanty – aplikace dvoustupňové analýzy obalů dat

Michal STRUK<sup>a,b</sup>, Markéta MATULOVÁ<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Provozně-ekonomická fakulta Mendelovy univerzity, Zemědělská 1, 613 00 Brno,

<sup>b</sup> Ekonomicko-správní fakulta Masarykovy univerzity, Lipová 41a, 602 00 Brno,

e-mail: [struk@mendelu.cz](mailto:struk@mendelu.cz), [matulova@econ.muni.cz](mailto:matulova@econ.muni.cz)

## Souhrn

V naší studii vyhodnocujeme pomocí dvoustupňové analýzy obalů dat (2SDEA) efektivnost více než 400 obcí Jihomoravského kraje v oblasti nakládání s komunálním odpadem s cílem identifikovat potenciální faktory efektivnosti v této oblasti. V první fázi používáme model s jedním vstupem reprezentovaným výdaji na odpadové hospodářství a několika výstupy, jmenovitě se jedná o počet obyvatel, počet bytů, velikost obsluhované plochy a podíl tříděného odpadu na celkovém komunálním odpadu. Ve druhé fázi analýzy vysvětlujeme vypočítaná efektivnostní skóre pomocí lineárního regresního modelu na vybraných charakteristikách obcí s cílem určit jejich významnost vzhledem k efektivnosti. Jako proměnné se statisticky významným vlivem na efektivnost jsme identifikovali existenci evidence sběrných nádob, přítomnost sběrného dvora, existenci motivačního programu pro třídění odpadu nebo velikost podílu obydlí v bytových domech.

**Klíčová slova:** Efektivnost, odpadové hospodářství, dvoustupňová analýza obalů dat, DEA.

## Úvod

Tato studie je zaměřena na hodnocení efektivnosti odpadového hospodářství (OH), konkrétně v oblasti komunálního odpadu. Cílem studie je za pomoci kvantitativní analýzy dostupných dat o obcích a jejich OH identifikovat faktory, které mohou mít dopad na efektivnost obcí v této oblasti. Efektivnost používáme ve smyslu dosahování co nejlepšího poměru mezi výstupy a vstupy<sup>1</sup>. Zvyšování efektivnosti pak z tohoto pohledu značí snižování nákladů při zachování ne horší úrovně výstupů, resp. alternativně zvyšování výstupu při nanejvýš stejné úrovni vstupů.

Ve veřejném sektoru je měření efektivnosti a její porovnávání mezi relevantními produkčními jednotkami obzvláště potřebné, protože řadu výstupů zde nelze snadno převést na peněžní hodnotu tak jako v sektoru soukromém, kde lze úspěšnost a smysluplnost měřit pomocí zisku. Významný problém pak nastává u služeb obecného hospodářského zájmu (SGEI), které by v případě jejich nezabezpečování veřejným sektorem nebyly poskytovány vůbec, nebo jenom v nízké kvalitě a rozsahu, protože z pohledu soukromého sektoru obvykle nejsou dostatečně atraktivní<sup>2</sup>. U těchto služeb dochází k určité formě tržního selhání. V návaznosti na jejich poskytování především veřejným sektorem pak ale logicky vyvstává otázka, zda jsou zdroje vynaložené na tyto činnosti využívány efektivně<sup>3</sup>. Studie, které se touto problematikou zabývají podrobněji, pak většinou docházejí k závěru, že výdaje veřejného sektoru lze snižovat a zároveň zvyšovat jeho efektivnost<sup>1</sup>. K tomu je však potřebné tuto efektivnost vhodně měřit.

Odpadové hospodářství představuje typický příklad takové veřejné služby, u které veřejný sektor v podobě obce funguje jako koordinační orgán s vhodnými pravomocemi pro zabezpečení této služby pro celou obec, i když za určitých podmínek dokáže soukromý sektor tuto službu ve vyhovující kvalitě a ceně zabezpečit i bez intervence veřejného sektoru<sup>4</sup>. Vlastní výkon činností spojených s odpadovým hospodářstvím pak v českém prostředí obvykle vykonává kontrahovaná externí společnost specializující se na tuto oblast, což lze vzhledem k rozsahu činností, které obec obvykle zabezpečuje, hodnotit jako čistě pragmatickou volbu<sup>5</sup>. V zahraničních studiích<sup>6,7</sup> nicméně nebyly ve smyslu výsledných nákladů identifikovány významnější rozdíly mezi poskytováním služby veřejným nebo soukromým sektorem.

## Data

V praktické části jsme použili data za obce Jihomoravského kraje získaná pro roky 2010-2012. V Jihomoravském kraji je více než 600 obcí s celkovým počtem obyvatel přes 1,2 milionu. V důsledku nedostupnosti některých údajů pro některé, obvykle velmi malé obce, např. z důvodu opomenutí jejich vykázání do příslušných databází, jsme však do našeho vzorku zahrnuli údaje za 470 obcí, pro které jsme získali dostatek údajů. Jejich vybrané popisné statistiky uvádíme v tabulce 1. Data byla získána z Českého statistického úřadu, Ministerstva financí a databáze integrovaného systému odpadového hospodářství (ISOH). Mimo uvedených sociodemografických údajů, které jsou běžně využívány ve studiích zaměřených na faktory ovlivňující produkci odpadu<sup>8</sup>, jsme ve vlastním výzkumu dále sesbírali i některé údaje o OH v jednotlivých obcích, konkrétně přítomnost sběrného dvora pro tříděné odpady, využívání motivačního programu pro třídění odpadu, evidenci počtu nádob na odpad nebo zavedení odděleného svozu tříděného odpadu od jednotlivých domácností (typicky ve formě pytlového sběru), jejichž vliv na efektivnost OH jsme následně analyzovali.

**Tabulka 1: Vybrané popisné statistiky pro vzorek 470 obcí**

	PRŮMĚR	MEDIÁN	DOLNÍ KVARTIL	HORNÍ KVARTIL	MIN.	MAX.
Počet obyvatel	1083	587	305	1034	35	34078
Zastavěná plocha [ha]	16,9	11,7	7,2	18,3	1,5	281,8
Hustota osídlení [na ha zast. plochy]	53,6	51,4	40,1	64,2	8,8	203,6
Počet obydlí	381	199	109	338	14	13813
Podíl obydlí v bytových domech [%]	8,2	4,9	0,0	10,2	0,0	90,0
Náklady na OH per capita [Kč]	610,9	555,0	456,5	685,1	66,0	12400
Podíl tříděného odpadu na celku [%]	15,6	11,5	7,7	16,3	0,0	100,0

Zdroj: ČSÚ, MF ČR, ISOH

U ukazatelů rozlohy obce a hustoty osídlení uvádíme hodnoty přepočtené na 1 hektar z důvodu použití údajů o zastavěné ploše. Hlavně v případě malých obcí považujeme údaj o zastavěné ploše relevantnější než údaj o celkové rozloze – u porovnatelných obcí pak nedochází ke zkreslení z důvodu existence rozsáhlých nezastavěných ploch v katastrech obcí, kde se odpad běžně negeneruje.

Z tabulky 1 je patrné, že se v našem vzorku nacházejí obce od těch nejmenších až po obce s několika desítkami tisíc obyvatel. Několik největších obcí v kraji nebylo do zkoumaného vzorku zahrnuto, protože vzhledem k běžné velikosti obce v kraji představují v podstatě extrémní hodnoty, a systém OH se v těchto největších obcích v mnohém významně odlišuje od zbytku vzorku.

V případě minimálních a maximálních hodnot jsou u posledních dvou ukazatelů patrné nestandardní hodnoty, což je dle naší zkušenosti způsobeno obvykle nepřesnostmi ve vykazování daných údajů ze strany obce v daném roce (např. vedle vykázání tříděného odpadu obec zapomene vykázat směsný komunální odpad (SKO), nebo mezi běžné výdaje na OH zahrne jednorázové kapitálové výdaje). Tyto výrazné odchylky od běžných hodnot se však vyskytují řádově u jednotek obcí, a proto jsou i tyto obce zahrnuty do našeho vzorku místo jejich selektivního vyřazení.

Do výzkumu jsme zahrnuli obvyklé sociodemografické údaje společně s obecními výdaji na nakládání s odpady a podílem tříděného odpadu. Údaj o celkovém množství generovaného komunálního odpadu jsme do výzkumu nezahrnuli schválně, protože vzhledem ke konstrukci indikátoru efektivnosti by v takovém případě k dosahování vysoké efektivnosti vedla jak minimalizace nákladů při dané produkci odpadů, tak i maximalizace produkováných odpadů při daných nákladech, což vnímáme jako

potenciálně problematické. Jako alternativu jsme proto využili indikátor podílu tříděného odpadu na celkovém komunálním odpadu, u kterého takové „omezení“ metody nehrozí a lze se taky vyhnout navádění k normativním závěrům o tom, jaký objem odpadu produkovaného obcí je ještě přiměřený a jaký už ne. Dále jsme použili čtyři binární proměnné pro vyjádření, zda v obci existuje sběrný dvůr a zda jsou zavedeny pytlový sběr, evidence sběrných nádob a systém pobídek pro oddělený sběr recyklovatelného odpadu. Průměrná četnost sběru komunálního odpadu v našem vzorku je o něco více než dvakrát měsíčně, kde nižší frekvence je v obcích složených především z jednotlivých rodinných domů, zatímco v obcích s převahou bytových domů probíhá svoz odpadu v průměru alespoň jednou týdně. Nejvýznamnějším zdrojem k pokrytí výdajů na odpadové hospodářství je poplatek vybíraný obcí. Přesná výše závisí na rozhodnutí jednotlivých obcí, obvykle činí kolem 400-500 Kč na osobu a rok. Výše poplatku může být diferencována podle různých sociodemografických charakteristik, kromě toho se některé obce snaží zvyšovat úroveň třídění odpadu pomocí různých motivačních programů.

## Metodika

Populární metodu, která umožňuje hodnocení efektivnosti v případě multirozměrných problémů, kdy porovnáváme jednotky s mnoha heterogenními veličinami na straně vstupů a výstupů, představuje **analýza obalů dat** (dále jen DEA, z anglického Data Envelopment Analysis). Tato metoda poskytuje výsledky v podobě jediné bezrozměrné hodnoty efektivnosti pro každou jednotku z posuzovaného vzorku vzhledem k ostatním jednotkám z daného vzorku. Základem metody DEA je neparametrický odhad efektivnostní hranice založený na matematickém programování. Analýza obalů dat byla poprvé představena v roce 1978 Charnesem, Cooperem a Rhodesem<sup>9</sup>. V následujících letech se postupy analýzy dále zdokonalovaly a rozvíjely, vývoj technik DEA je dobře zdokumentován např. v článku Cooka a Seiforda<sup>10</sup>. Metoda poskytuje výsledná skóre, která vyjadřují, jak moc lze zlepšit fungování jednotlivých jednotek (na straně vstupů nebo výstupů) v relativním vyjádření oproti jednotkám, které byly identifikovány jako efektivní. Toto skóre (finální výsledek klasické jednostupňové DEA) nám nicméně neříká nic dalšího o tom, jak konkrétně žádoucího zlepšení dosáhnout<sup>11</sup>. Logickým krokem je pak rozšíření metody o následnou regresní analýzu vysvětlující vypočtená efektivnostní skóre pomocí relevantních proměnných, které nebyly přímo zahrnuty v modelu DEA, ale vzhledem k jejich relevanci v oblasti odpadového hospodářství by mohly mít vliv na efektivnost jednotek.

Souhrnně je v literatuře<sup>12</sup> tento postup označován jako **dvoustupňová DEA** (2SDEA). Přehled přístupů používaných ve druhém stupni analýzy přináší např. Hoff<sup>13</sup>. Přidání regrese ve druhé fázi tak překonává jedno ze základních úskalí v metodice DEA, a to předpoklad, že všechny jednotky ve vzorku působí ve stejném prostředí<sup>14</sup>. Hlavní výhodou 2SDEA pak je to, že pomáhá identifikovat relevantní faktory spojené s efektivností. V závislosti na povaze těchto identifikovaných faktorů pak mohou neefektivní jednotky (obce) přijmout vhodná opatření ke zlepšení, pokud je to v jejich možnostech. Dvoustupňový model DEA se stal v posledních letech převládajícím přístupem k hodnocení efektivnosti<sup>15</sup>. 2SDEA již byla mnohokrát použita i v oblasti nakládání s komunálním odpadem a ze zahraničí jmenujeme například studie ze Španělska<sup>16</sup>, Portugalska<sup>17</sup> nebo Belgie<sup>18, 11, 19</sup>. Několik studií bylo provedeno i v České republice<sup>20,21</sup>.

## Model

Pro první stupeň DEA analýzy jsme použili **model BCC**<sup>22</sup>. Tento model rozšiřuje základní model DEA tím, že umožňuje variabilní výnosy z rozsahu. Uvedený model vyžaduje specifikaci orientace na vstupy nebo výstupy (dle zvolené orientace se odvíjí interpretace výsledného skóre buď jako potřebná redukce vstupů nebo navýšení výstupů). My jsme volili orientaci na vstupy, jelikož v našem případě je vstup představován relativně regulovatelnými náklady na odpadové hospodářství, kdežto na straně výstupů uvažujeme mnohem rigidnější veličiny (počet obyvatel, velikost zastavěné plochy či podíl bytů). V dalším textu označujeme jednotlivé obce i jako rozhodování jednotky, dle standardní terminologie používané v literatuře zaměřené na analýzu obalů dat. Označme pak počet jednotek jako  $N$  a dále použijme označení  $x_t$  pro vektor vstupů a  $y_t$  pro vektor výstupů jednotky  $t$ ,  $t = 1, \dots, N$ . Model pro jednotku s pořadovým číslem  $t$  je pak formulován jako **problém lineárního programování**:

Minimalizovat  $\theta$  (1)

za omezení

$$\sum_{j=1}^N \lambda_j x_j \leq \theta x_t,$$

$$\sum_{j=1}^N \lambda_j y_j \geq y_t,$$

$$\sum_{j=1}^N \lambda_j = 1,$$

$$\lambda_j \geq 0, \quad j = 1, \dots, N$$

Jestliže definujeme  $x_t^* = \sum_{j=1}^N x_j \lambda_j^*$   $\lambda_j^* = \theta^* x_t$  pro optimální  $\theta^*$  a  $\lambda_j^*$ ,  $j = 1, \dots, N$ , pak hodnoty  $(x_t^*, y_t)$  vyjadřují (vstupově orientovanou) projekci původních hodnot  $(x_t, y_t)$  na efektivní hranici. Efektivnostní skóre příslušné jednotky  $t$  je definováno jako  $\theta^*$ . Pro druhou fázi analýzy jsme zvolili **regresní metodu nejmenších čtverců (OLS)**, která je běžně používána v 2SDEA studiích<sup>23</sup>. V našem případě by se mohlo jevit vhodnější použití Tobit modelu regrese, jelikož výsledky efektivního skóre jako vysvětlované proměnné mohou nabývat pouze hodnoty mezi 0 a 1. Nicméně existují názory, že použití Tobitu není správné, nejsou-li splněny určité specifické podmínky<sup>24, 25</sup>, proto jsme zůstali u jednoduššího lineárního modelu.

## Výsledky

Tabulka 2 ukazuje výsledky prvního stupně analýzy. Vidíme, že vypočtená efektivnostní skóre jsou rozložena téměř dle normálního rozdělení, kdy průměr a medián se blíží hodnotě 50 % a dolní kvartil hodnotě 25 %. Stoprocentní efektivnosti dosáhlo v jednotlivých letech pouze 8-10 jednotek.

**Tabulka 2: Hodnoty efektivnostních skóru vzorku 470 obcí, 2010 – 2012**

ROK	PRŮMĚR	MINIMUM	DOLNÍ KVARTIL	MEDIÁN	HORNÍ KVARTIL	POČET EFEKTIVNÍCH OBCÍ (SKÓRE=1,00)
2010	0,47	0,03	0,3	0,47	0,62	10
2011	0,43	0,04	0,26	0,41	0,58	8
2012	0,50	0,09	0,37	0,48	0,61	8

Zdroj: vlastní výpočty

Výsledky druhého stupně analýzy jsou shrnuty v tabulce 3. Na vypočtená efektivnostní skóre byla aplikována OLS regrese s vyjmenovanými charakteristikami jako vysvětlujícími proměnnými. Uvedeny jsou odhadnuté regresní koeficienty a jejich směrodatné odchylky. Pro vyznačení statistické významnosti byla použita standardní notace (\*\*pro koeficienty významné na hladině  $\alpha=0,01$ , \*\* pro hladinu významnosti  $\alpha=0,05$  a \* pro hladinu významnosti  $\alpha=0,1$ ).

**Tabulka 3: Efekt vybraných charakteristik na výsledky efektivnosti**

	REGRESNÍ KOEFICIENT	SMĚRODATNÁ ODCHYLKA
Konstanta	0,4597***	0,0089
evidence sběrných nádob	0,0318***	0,0109
přítomnost sběrného dvora v obci	-0,0718***	0,0132
zavedení motivačního programu	0,1024**	0,0514
podíl bytů v bytových domech	0,1520***	0,0464
podíl tříděného odpadu	0,0566*	0,0303
pytlový sběr tříděného odpadu	-0,0045	0,0158

Zdroj: vlastní výpočty

Provedená regresní analýza identifikovala několik statisticky významných výsledků. Pozitivní vliv **evidence sběrných nádob** odpovídá pozorované tendenci poklesu nákladů na jednoho obyvatele v obcích, kde zavedli nějaký způsob evidence, tj. obec má přesnou informaci o tom, kolik nádob je vyváženo. Některé obecní úřady uvádějí, že před tím než začaly evidovat počet sběrných nádob, požadovaly po nich svozové společnosti platbu za více nádob, než odpovídalo skutečnosti. Tohle zjištění může tím pádem sloužit jako příklad, kdy i prosté zavedení měření ve veřejném sektoru vede ke snížení nákladů a tudíž i zvyšování efektivnosti. Negativní vliv **existence sběrného dvora** na efektivnostní skóre lze vysvětlit tím, že provoz dvora je provázen významnými náklady bez možnosti obce takto vysbírané tříděné odpady prodávat na příslušném trhu, i když pozitivní účinek na životní prostředí ve smyslu větší míry separace je nesporný.

Pozitivní účinek **motivačního programu** pro zvýšení sběru recyklovatelných materiálů lze vysvětlit tím, že pobídky fungují velmi dobře<sup>26</sup> a mají skutečný vliv na změnu chování obyvatel v oblasti třídění odpadu, a to i v případech relativně nízkých pobídek. Třídící obyvatelé jsou obvykle odměněni nějakou slevou na ročním poplatku za odpady. Většina obecních úřadů, které využívají motivační program, reportuje velmi silný vliv na zvyšování množství separovaného odpadu spolu s poklesem produkce SKO. U motivačních programů je však vhodné poskytovat slevy nebo jiná plnění jenom do té míry, aby to obec v konečném důsledku i se započtením dodatečných nákladů na tříděný odpad nevyšlo draž, než bez takového programu, jinak to z ryze ekonomického pohledu může postrádat smysl. Na druhé straně však existují i kritické názory na využití těchto nástrojů, v jejichž důsledku pak lidé třídí odpad primárně jenom proto, že se jim to individuálně ekonomicky vyplácí a po snížení nebo ukončení poskytování kompenzace třídít přestávají<sup>27</sup>.

Dalším faktorem pozitivně ovlivňujícím efektivnost byl shledán **podíl bytů v bytových domech**. Jeho působení souvisí s tím, že větší podíl bytů v bytových domech umožňuje menší počet sběrných míst s využitím větších nádob na odpad, což je obvykle účinnější díky nižším souvisejícím nákladům na sběr a svoz. Očekávatelně kladný vliv na efektivnost má též vyšší **podíl tříděného odpadu**, protože čím více odpadu se vytrídí, tím méně se v obci vyprodukuje směsného odpadu, což následně vede k nižším nákladům na tento odpad. Nicméně toto zjištění nelze aplikovat paušálně, protože, jak nám bylo řečeno z několika obcí, dodatečné náklady spojené s tříděným odpadem mohou nakonec převýšit úspory z menšího množství SKO. V případě těchto obcí je pak levnější varianta odpad vůbec netřídít a sbírat jenom SKO. Pokud jde o **pytlový sběr tříděných odpadů**, neidentifikovali jsme významný vliv na efektivnost, ačkoli mnoho zástupců obecních úřadů zmiňuje, že po jejich zavedení se významně zvýšilo množství separovaného odpadu. Podobně jako u sběrných dvorů, zavedení takového opatření přináší obci kromě zvýšené míry třídění také dodatečné náklady. Avšak opět pokud tyto náklady převýší úspory vzniklé v důsledku lepšího třídění a menší produkce SKO, na výslednou efektivnost obce to může mít i negativní dopad.

Kromě zjištění, která přinesl model, jsme během sběru dat v rámci rozhovorů s představiteli obcí identifikovali další proměnné, které by mohly mít značný vliv na efektivnost odpadového hospodářství. Většinou se jednalo o měkká data reprezentující postoje a návyky lidí v oblasti nakládání s odpady, chování svozových společností, úroveň hospodářské soutěže, přístup obecních úřadů a úroveň jejich činnosti v této oblasti a další faktory, které je obtížné shromažďovat a kvantifikovat. Nicméně pro další výzkum lze rozšířit analýzu o proměnné vyjadřující zeměpisnou polohu či geografické podmínky nebo třeba i věkovou, případně příjmovou strukturu obyvatelstva.



## Závěry

Zabývali jsme se hodnocením efektivnosti vybraného vzorku českých obcí v oblasti odpadového hospodářství s cílem identifikovat potenciální faktory, které ovlivňují efektivnost obcí v této oblasti. Použili jsme k tomu dvoustupňovou analýzu obalu dat, neboť se jedná o vhodnou metodu pro hodnocení efektivnosti v případě více různých výstupů nebo výstupů, které nejdou snadno vyjádřit v peněžní formě. Ve druhém stupni analýzy jsme pomocí lineární regrese identifikovali několik faktorů, které mají vliv na efektivnost ve sledované oblasti. Tato identifikace je klíčová pro proces zlepšování a může v budoucnu sloužit jako základ potenciální benchmarkingové studie.

Výrazný pozitivní efekt byl pozorován u faktorů, jako je existence sběrných nádob nebo existence motivačního programu. Obce, kde tato opatření byla zavedena, mohou v určitých případech sloužit jako příklad dobré praxe a jmenované praktiky mohou být převzaty ostatními obcemi. Další faktory, které mají též pozitivní dopad na zvýšení účinnosti nakládání s odpady, ale dají se obtížně měnit, přispívají alespoň k lepšímu pochopení, proč některé obce jsou efektivnější než jiné. Znalost těchto faktorů (jako jsou třeba hustota populace či struktura obydlí) je důležitá pro zajištění srovnatelnosti při výběru partnerů v rámci případného benchmarkingového projektu.

A konečně, faktory jako existence sběrných dvorů či pytlový sběr tříděných odpadů, mají nepochybně pozitivní dopad na životní prostředí z hlediska zvýšení tříděného odpadu, ale jak se ukázalo, jsou také spojeny s dodatečnými náklady, což je třeba vzít v úvahu při rozhodování o jejich zavedení v konkrétní obci, aby přínosy z daného opatření v konečném důsledku nebyly převýšeny dodatečnými náklady.

## Poděkování

Tento článek vznikl za finanční podpory Grantové agentury ČR v rámci řešení projektu GA15-08032S *Vliv nekalé konkurence a jiných ekonomických faktorů na efektivnost poskytování veřejných služeb (Faktory efektivnosti pro hodnocení výdajů na OH)*.

## Literatura

1. Afonso, A., Schuknecht, L., and Tanzi, V.: Public sector efficiency: an international comparison. *Public choice* 123.3 – 4 (2005), 321 – 347.
2. Ølykke, G. S., and Møllgaard, P.: What is a service of general economic interest?. *Eur. J. Law Econ.*, 41 (2016), 205 – 241.
3. Førsund, F. R.: Measuring efficiency and effectiveness in the public sector (No. 16/2013), Memorandum, Department of Economics, University of Oslo (2013)
4. Dubin, J. A., and Navarro, P.: How markets for impure public goods organize: the case of household refuse collection. *J. Law. Econ. Organ.*, 4.2 (1988), 217 – 241.
5. Slavík, J.: Privatizace odpadových služeb ve městech a obcích – vybrané problémy. Praha: Alfa Nakladatelství, (2012). 96 p.
6. Dijkgraaf, E., and Gradus, R. H. J. M.: Cost savings of contracting out refuse collection. *Empirica*, 30 (2003), 149 – 161.
7. Bel, G., and Fageda, X.: Empirical analysis of solid management waste costs: Some evidence from Galicia, Spain. *Resour. Conserv. Recy.*, 54.3 (2010), 187 – 193.
8. Beigl, P., Lebersorger, S., and Salhofer, S.: Modelling municipal solid waste generation: A review. *Waste Manage.*, 28 (2008), 200 – 214.
9. Charnes, A., Cooper, W. W., Rhodes, E.: Measuring the efficiency of decision making units. *Eur J. Oper. Res.*, 2 (1978), 429 – 444.
10. Cook, W. D., Seiford, L. M.: Data envelopment analysis (DEA) – Thirty years on. *Eur J. Oper. Res.*, 192 (2009), 1 – 17.
11. Rogge, N., De Jaeger, S.: Evaluating the efficiency of municipalities in collecting and processing municipal solid waste: A shared input DEA-model. *Waste Manage.*, 32 (2012), 1968 – 1978.
12. Ray, S. C.: Data envelopment analysis, nondiscretionary inputs and efficiency: an alternative interpretation. *Socio. Econ. Plan. Sci.*, 22 (1988), 167 – 176.

13. Hoff, A.: Second stage DEA: Comparison of approaches for modelling the DEA score. *Eur. J. Oper. Res.*, 181 (2007), 425 – 435.
14. Dyson, R. G., Allen, R., Camanho, A. S., Podinovski, V. V., Sarrico, C. S., Shale, E. A.: Pitfalls and protocols in DEA. *Eur. J. Oper. Res.*, 132 (2011), 245 – 259.
15. Liu, J. S., Lu, L. Y., Lu, W. M., Lin, B. Data envelopment analysis 1978–2010: A citation-based literature survey. *Omega*, 41 (2013), 3 – 15.
16. García-Sánchez, I. M.: The performance of Spanish solid waste collection. *Waste Manage. Res.*, 26 (2008), 327 – 336.
17. Marques, R. C., Simões, P.: Incentive regulation and performance measurement of the Portuguese solid waste management services. *Waste Manage. Res.*, 27 (2009), 188 – 196.
18. Rogge, N., De Jaeger, S.: Measuring and explaining the cost efficiency of municipal solid waste collection and processing services. *Omega-Int. J. Manage. S.*, 41 (2013), 653 – 664.
19. De Jaeger, S., Eyckmans, J., Rogge, N., Van Puyenbroeck, T.: Wasteful waste- reducing policies? The impact of waste reduction policy instruments on collection and processing costs of municipal solid waste. *Waste Manage.*, 31 (2011), 1429 – 1440.
20. Struk, M.: Municipal Solid Waste Management and its Efficiency. In *Proceedings of the 18th International Conference: Current Trends in Public Sector Research* (Špalková, D., Matějová, L.). Brno: Masarykova univerzita (2014), 336 – 343.
21. Struk, M.: Efficiency factors in municipal solid waste management. In *Proceedings of the 15th International Waste Management and Landfill Symposium* (Cossu, R., He, P., Kjeldsen, P., Matsufuji, Y., Reinhart, D., Stegman, R., eds.). CISA, Padova, 2015.
22. Banker, R. D., Charnes, A., Cooper, W. W.: Some models for estimating technical and scale inefficiencies in data envelopment analysis. *Manage. Sci.* 30 (1984), 1078 – 1092.
23. Johnson, A. L., Kuosmanen, T.: One-stage and two-stage DEA estimation of the effects of contextual variables. *Eur. J. Oper. Res.*, 220 (2012), 559 – 570.
24. McDonald, J.: Using least squares and tobit in second stage DEA efficiency analyses. *Eur. J. Oper. Res.*, 197, (2009), 792 – 798.
25. Simar, L., Wilson, P. W.: Two-stage DEA: caveat emptor. *J. Prod. Anal.*, 36 (2011), 205 – 218.
26. Schultz, P. W., Oskamp, S., and Mainieri, T.: Who recycles and when? A review of personal and situational factors. *J. Environ. Psychol.*, 15.2 (1995), 105 – 121.
27. Thøgersen, J.: Monetary incentives and recycling: Behavioural and psychological reactions to a performance-dependent garbage fee. *J. Consum. Policy*, 26.2 (2003), 197 – 228.

## Efficiency of municipal solid waste management in the Czech Republic: Two-stage data envelopment analysis

Michal STRUK<sup>a,b</sup>, Markéta MATULOVÁ<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Provozně ekonomická fakulta Mendelovy univerzity, Zemědělská 1, 61300 Brno,

<sup>b</sup> Ekonomicko-správní fakulta Masarykovy univerzity, Lipová 41a, 60200 Brno,

e-mail: [struk@mendelu.cz](mailto:struk@mendelu.cz), [matulova@econ.muni.cz](mailto:matulova@econ.muni.cz)

### Summary

In this study we use Two-stage Data Envelopment Analysis (2SDEA) to evaluate the efficiency of more than 400 Czech municipalities in the area of municipal solid waste management during the period 2010-2012 with the goal of identifying potential efficiency factors in this area. In the first stage we use a model with one input represented by expenditures on solid waste management and multiple outputs, namely population, number of dwellings, serviced area and percentage of separated waste. In the second stage of the analysis we regress computed DEA efficiency scores on a set of municipal operational characteristics in order to identify their relevance on the efficiency. As statistically significant variables we have identified presence of trash bin evidence, presence of a civic amenity site, incentive program for waste separation and share of dwellings in apartment houses.

**Keywords:** Efficiency, municipal solid waste management, two-stage DEA.



## VÁŽENÍ PŘÍZNIVCI APLIKOVANÉHO VÝZKUMU,

dovolujeme si Vás srdečně pozvat na další ročník **Týdne výzkumu a inovací pro praxi a životní prostředí – TVIP 2017**, který proběhne ve dnech **21. – 23. března 2017** v **Hustopečích** u Brna. TVIP zastřešuje tradičně dvě tematicky specializovaná odborná setkání: konferenci **APROCHEM** a symposium **ODPADOVÉ FÓRUM**.

### APROCHEM 2017

Konference s dlouhou tradicí se v souvislosti se změnou pořadatele již před několika lety přeorientovala na rizikový management. Tematicky pokrývá jak **řízení průmyslových rizik**, tak **rizika při správě regionů, měst a obcí**. Dále zahrnuje sekci věnovanou **novým materiálům a inovativním technologiím** sloužícím ku prospěchu **životního prostředí**. Letošní podtitul „*Připravme se na budoucnost*“ chce podtrhnout význam výzev vyplývajících ze změn ve společnosti („clever“ technologie, rozšíření energetického mixu o alternativní zdroje energie) v oblasti rizikového managementu.

RIZIKA	MATERIÁLY
<ul style="list-style-type: none"><li>❑ Posuzování a řízení rizik</li><li>❑ Prevence závažných průmyslových havárií</li><li>❑ Zkušenosti z odstraňování následků havárií</li><li>❑ Rizika při nakládání s chemickými látkami a přípravky</li><li>❑ Rizika vyplývající z nových výzev (změna klimatu, nástup chytrých technologií, využití alternativních zdrojů energie a dopady geopolitických změn)</li><li>❑ BOZP</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>❑ Inovativní postupy a technologie</li><li>❑ Nové materiály a jejich aplikace (bio- a nanomateriály)</li><li>❑ Inovativní technologie, inovace technologických procesů a jejich uplatnění v praxi (např. přechod společnosti na oběhové hospodářství)</li></ul>

### ODPADOVÉ FÓRUM 2017

12. ročník symposia, jehož plný název je „*Výsledky výzkumu a vývoje pro průmyslovou a komunální ekologii*“, pokračuje ve svém rozšířeném záběru na celou oblast průmyslové a komunální ekologie. Znamená to, že vedle příspěvků z oblasti odpadového hospodářství a sanací ekologických zátěží mají zde prostor i témata související s vodním hospodářstvím a emisemi škodlivých látek do ovzduší.

#### Symposium je určeno:

- ❑ k prezentaci výsledků (především) aplikovaného výzkumu z celé oblasti průmyslové a komunální ekologie,
- ❑ pro zástupce podnikatelské sféry a veřejné správy, aby se seznámili s výzkumnými tématy a projekty s cílem eventuálního převzetí nebo rozvinutí dosažených výsledků v praxi,
- ❑ k seznámení představitelů výzkumné obce s potřebami reálného „podnikového života“ a případnému navázání spolupráce.

ODPADY	VODA	OVZDUŠÍ
<ul style="list-style-type: none"><li>❑ Systémové otázky odpadového hospodářství</li><li>❑ Materiálové, biologické a energetické využití</li><li>❑ Nebezpečné odpady, odstraňování odpadů</li><li>❑ Sanace ekologických zátěží a následků havárií</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>❑ Čištění průmyslových odpadních vod</li><li>❑ Získávání cenných látek z odpadních vod</li><li>❑ Recyklace vody</li><li>❑ Nakládání s kaly, kapalné odpady</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>❑ Čištění odpadních plynů a spalin</li><li>❑ Snižování a měření emisí</li><li>❑ Doprava a lokální zdroje</li><li>❑ Kvalita ovzduší a zdravotní dopady znečištění ovzduší</li></ul>

## KLÍČOVÉ TERMÍNY

## CENY VLOŽNÉHO

Přihlášky příspěvků	<b>15. 1. 2017</b>	Plné vložné	<b>3 750 Kč</b>
Zaslání plných textů do sborníku	<b>15. 2. 2017</b>	Dvoudenní vložné	<b>3 250 Kč</b>
Přihlášky účasti	<b>1. 3. 2017</b>	Jednodenní vložné	<b>2 750 Kč</b>
Termín konání	<b>21. – 23. 3. 2017</b>		

## OHLÉDNUTÍ ZA POSLEDNÍM ROČNÍKEM

Počet účastníků	<b>200</b>
Počet přednášek	<b>80</b>
Počet vývěsek	<b>16</b>
Počet vystavovatelů	<b>3</b>

## PŘIHLÁŠKY PŘÍSPĚVKŮ A PREZENTACE PŘEDNÁŠEK

Příspěvky na TVIP mohou mít povahu přednášky v odborné sekci (15 min. přednáška a 5 min. diskuse) nebo vývěsky. Vývěsky mohou být až do formátu A0 na výšku, větší rozměry je třeba konzultovat s pořadatelem.

Termín přihlášek příspěvků je **15. 1. 2017**. Přihlášky je možné zasílat výhradně prostřednictvím elektronického formuláře na **www.tvip.cz**. Pořadatel potvrzuje přijetí přihlášky a vyhrazuje si právo konečného rozhodnutí o přijetí příspěvku, formě jeho prezentace a zařazení do konkrétní sekce a programu.

Po tomto uvedeném datu je možno přihlásit příspěvek buď po výzvě přípravného výboru, nebo do naplnění kapacity (sestavení konečného programu). Jednací jazyk je čeština a slovenština. Zahraniční přednášející (i posluchači) jsou vítáni, ale tlumočení nezajišťujeme. Komerční prezentace na konferenci je možná, více na **www.tvip.cz**.

## PLNÉ TEXTY PŘEDNÁŠEK

Autory všech příspěvků, přednášek i vývěsek žádáme o včasné předání konečného, graficky upraveného plného textu příspěvku v elektronické podobě v MS Word nejpozději do **15. 2. 2017**. Požadavky na grafickou úpravu textů do sborníku jsou uvedeny na internetových stránkách TVIP, kde je rovněž i vzorová šablona pro psaní textů. Sborník TVIP je vydáván v elektronické formě na CD-ROM s označením ISBN.

Příspěvky, které budou odprezentovány a které doporučí redakční rada **WASTE FORUM** ([www.wasteforum.cz](http://www.wasteforum.cz)), budou v případě souhlasu autora v tomto elektronickém recenzovaném časopisu **bezplatně** uveřejněny.

## PŘIHLÁŠKY ÚČASTI

Termín pro přihlášky účasti (formulář rovněž na **www.tvip.cz**) je **1. 3. 2017**. Autoři příspěvků se rovněž přihlašují k účasti (a platí vložné\*), přednášky nejsou honorované. Za neodpřednášenou přednášku či za nevystavený poster fakturujeme poplatek 1000 Kč za zařazení příspěvku do programu a uveřejnění textu ve sborníku.

\* neplatí pro odborné partnery

## **DRUHÝ CIRKULÁŘ A DALŠÍ INFORMACE**

Druhý cirkulář s předběžným programem a upozorněním na přihlášku účasti bude rozeslán počátkem února. Aktuální informace ke konferenci TVIP naleznete na internetových stránkách [www.tvip.cz](http://www.tvip.cz). Konkrétní dotazy a připomínky adresujte buď na níže uvedené garanty nebo na společnou adresu [tvip@cemc.cz](mailto:tvip@cemc.cz).

## **ODBORNÍ PARTNEŘI**

- Akademie věd ČR, Ústav chemických procesů
- Asio, a.s.
- České vysoké učení technické v Praze, Ústav procesní a zpracovatelské techniky
- Ekosystem s.r.o.
- Momentive Specialty Chemicals, a.s.
- RISCO Consulting
- Univerzita Karlova v Praze, Ústav pro životní prostředí
- Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Katedra technických věd
- Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, Katedra životného prostredia
- Univerzita obrany
- Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně, Ústav inženýrství ochrany životního prostředí
- Vysoké učení technické v Brně, Centrum materiálového výzkumu
- Vysoká škola báňská-Technická univerzita Ostrava, Institut environmentálního inženýrství
- Výzkumný ústav bezpečnosti práce
- Žilinská univerzita v Žiline, Fakulta bezpečnostného inžinierstva

## **ZÁŠTITY**

- Asociace malých a středních podniků a živnostníků ČR
- Generální ředitel HZS ČR – brig. gen. Ing. Drahoslav Ryba
- Ministerstvo průmyslu a obchodu
- Ministerstvo životního prostředí
- Ministerstvo školství, mládeže a tělovýchovy
- MVDr. Pavel Bělobrádek, Ph.D., MPA – místopředseda vlády pro vědu, výzkum a inovace

## **MEDIÁLNÍ PARTNEŘI**

- BOZP Info – [www.bozpinfo.cz](http://www.bozpinfo.cz)
- CHEMMAGAZÍN – [www.chemmagazin.cz](http://www.chemmagazin.cz)
- Odpadové fórum – [www.odpadoveforum.cz](http://www.odpadoveforum.cz)
- Odpady-portal SK – [www.odpady-portal.sk](http://www.odpady-portal.sk)
- JOSRA – [www.vubp.cz/josra](http://www.vubp.cz/josra)
- Třetí Ruka – [www.tretiruka.cz](http://www.tretiruka.cz)
- Waste Forum – [www.wasteforum.cz](http://www.wasteforum.cz)

## **POŘADATEL**

České ekologické manažerské centrum, z.s.  
28. pluku 524/25, Praha 10, PSČ 101 00  
[www.tvip.cz](http://www.tvip.cz), [tvip@cemc.cz](mailto:tvip@cemc.cz)  
Tel.: (+420) 274 784 447  
IČO: 45249741, DIČ: CZ45249741  
Číslo účtu: 27534061/0100

## **KONTAKTY**

- Ing. Vladimír Študent, hlavní garant – [studentv@cemc.cz](mailto:studentv@cemc.cz)
- Ing. Anna Nemergutová, organizační a ekonomický garant – [nemergutova@cemc.cz](mailto:nemergutova@cemc.cz)
- Ing. Jiří Študent, programový garant AP – [student@cemc.cz](mailto:student@cemc.cz)
- Ing. Ondřej Procházka, CSc., programový garant OF – [prochazka@cemc.cz](mailto:prochazka@cemc.cz)