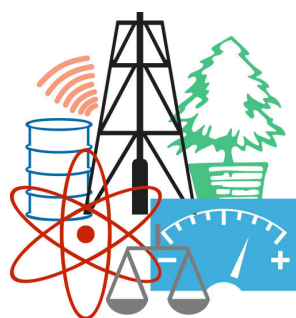


WASTE FORUM



RECENZOVANÝ ČASOPIS PRO VÝSLEDKY VÝZKUMU
A VÝVOJE PRO ODPADOVÉ HOSPODÁŘSTVÍ

ROČNÍK 2010

číslo 3
strana 164 – 271

Patron čísla (*zde příště může být vaše firma!*)

6. česko-slovenské symposium

**Výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství
ODPADOVÉ FÓRUM 2011**

13. – 15. 4. 2011, Kouty nad Desnou, hotel Dlouhé stráně

Další informace na www.odpadoveforum.cz/symposium2010

OBSAH:

Úvodní slovo šéfredaktora	166
Pro autory	166
Optimalizační model integrovaného nakládání se směsným komunálním odpadem <i>Lubomír NONDEK</i>	167
Koncepty integrovaných systémů nakládání s komunálním odpadem v ČR z pohledu LCA <i>Vladimír KOČÍ, Tatiana KREČMEROVÁ, Zdenka KOTOULOVÁ</i>	176
Štruktúra zloženia komunálneho odpadu vo vidieckej zástavbe <i>Peter KAUFMAN, Anna BÁREKOVÁ</i>	192
Analýza vybraných faktorů nakládání s biologicky rozložitelnými komunálními odpady – případová studie Německo <i>Jitka ŠEFLOVÁ, Jan SLAVÍK</i>	199
Zhodnocení čistoty vstupní suroviny v kompostárně CMC Náměšť, a. s. <i>Bohdan STEJSKAL</i>	207
Ověření efektivity kompostovacího procesu v domácích kompostérech <i>Monika MAZALOVÁ, Petr HEKERA, František JAVŮREK, Jana LACINÁ, Vlastimil KOSTKAN, Jan HEISIG, Vít VOŽENÍLEK</i>	212
Recyklace heterogenních PVC odpadů <i>Ivo ŠPAČEK, Jana KOTOVICOVÁ</i>	217
Kamenné odprašky jako alternativní surovina v keramickém střepu <i>Radomír SOKOLÁŘ</i>	223
Měrná produkce methanu při modelové anaerobní kofermentaci hovězí kejdy s různými bioodpady <i>Jiří RUSÍN, Karel OBROUČKA, Kateřina CHAMRÁDOVÁ</i>	228
Modelová anaerobní kofermentace hovězí kejdy a odpadů s vysokým obsahem tuků a olejů <i>Roman KUČA, Karel OBROUČKA</i>	239
Reálné možnosti reduktivní dehalogenace chlorovaných látek přítomných ve vodách pomocí elementárních kovů <i>František KAŠTÁNEK, Zdeněk ČÍŽEK</i>	247
Zkoušky biofiltrů pro čištění odpadních vzdušnin s organickou kontaminací <i>Radim ŽEBRÁK, Martin CHROMEČKA</i>	255
Zrovnoměrnění koncentračních výchylek oxidu dusnatého tokem přes vrstvu aktivního uhlí <i>Ivana POTYKOVÁ, Lucie OBALOVÁ, Karel OBROUČKA</i>	263
6. ročník česko-slovenského symposia Výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství ODPADOVÉ FÓRUM 2011	271



Úvodní slovo šéfredaktora

Vážení čtenáři,

máte před sebou letos již třetí číslo a jsem rád, že vám mohu při této příležitosti sdělit, že časopis WASTE FORUM je po letošní aktualizaci již na Seznamu neimpaktovaných recenzovaných periodik vydávaných v České republice. Přitom ještě předtím Rada pro výzkum, vývoj a inovace na svém zasedání dne 12. února 2010 rozhodla o tom, že Seznam „bude nadále využíván pro potřeby bodového hodnocení výsledků výzkumu, experimentálního vývoje a inovací podporovaného ze státního rozpočtu.“

První dílčí cíl tedy je tedy splněn, na řadě teď je, aby si časopisu všimli také v cizině. Licenční řízení pro zařazení do databáze společnosti EBSCO Publishing Inc. (www.ebscohost.com), o kterém jsem v některém z předchozích čísel informoval, stále běží a není mi známo, že by časopis byl na jejich internetových stránkách již zpřístupněn.

Nyní budeme společně pracovat na neustálém zlepšování časopisu. Po odborné stránce to je úkol především aurorů článků a recenzentů, po formální stránce především mne a kolegy web-mastera. Požádali jsme o dotaci na vydávání časopisu Státní fond životního prostředí a pokud ji dostaneme, chceme především vylepšit internetové stránky časopisu, a to jak po stránce vizuální, tak především jejich návštěvníkům usnadnit vyhledávání článků v dosud vydaných číslech podle klíčových slov, autorů atd.

Při přípravě tohoto čísla se plně projeví negativní stránky letního období, kdy mnozí oslovení s žádostí o recenzi některého článku se omluvili s odkazem na nedostatek času, dovolené apod. a další sice recenzi slíbili, ale dodali až po urgencích a někteří ji nedodali vůbec! V důsledku toho měli pak někteří autoři krátkou dobu na zapracování připomínek recenzentů.

Příští číslo má redakční uzávěrku 8. října a vyjde v průběhu listopadu.

Ondřej Procházka

Pro autory

České ekologické manažerské centrum (CEMC) na vydávání časopisu WASTE FORUM nedostává žádnou podporu z veřejných zdrojů. Proto se snažíme minimalizovat náklady spojené s vydáváním tohoto časopisu. Proto je časopis vydáván pouze v elektronické podobě a čísla jsou zveřejňována na volně přístupných internetových stránkách www.WasteForum.cz.

Pro snížení pracnosti přípravy jednotlivých čísel požadujeme, aby autoři příspěvků je posílali do redakce v kompletně zalomené podobě i se zabudovanými obrázky a tabulkami, tak zvané „**printer-ready**“. Pokyny k obsahovému členění a grafické úpravě příspěvků spolu s přímo použitelnou **šablonou grafické úpravy** ve WORDu jsou uvedeny na www-stránkách časopisu v sekci **Pro autory**.

Uveřejnění příspěvků v časopisu WASTE FORUM je v zásadě bezplatné. Nicméně abychom příjmově pokryli alespoň nezbytné externí náklady spojené s vydáváním časopisu, vybíráme symbolický poplatek za uveřejnění poděkování grantové agentuře či konstatování, že článek vznikl v rámci řešení určitého projektu. Více na www-stránkách v sekci **Inzerce**.

WASTE FORUM – recenzovaný časopis pro výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství

ISSN: 1804-0195; www.WasteForum.cz. Vychází čtvrtletně.

Ročník 2010, číslo 3

Vydavatel: CEMC – České ekologické manažerské centrum, IČO: 45249741, www.cemc.cz

Adresa redakce: CEMC, Jevanská 12, 100 31 Praha 10, ČR, fax: +420/274 775 869

Šéfredaktor: Ing. Ondřej Procházka, CSc., tel.: +420/274 784 448, 723 950 237, e-mail: prochazka@cemc.cz

Redakční rada: Prof. Ing. Dagmar Juchelková, Ph.D., prof. Ing. František Božek, CSc., prof. Ing. František Kaštánek, CSc., prof. Ing. Mečislav Kuraš, CSc., prof. Ing. Karel Obroučka, CSc., doc. RNDr. Jana Kotovicová, Ph.D., doc. Ing. Vladimír Čablík, CSc., doc. Ing. Lubomír Růžek, CSc., doc. Ing. Miroslav Škopán, CSc., Ing. Vratislav Bednařík, CSc.

Web-master: Ing. Vladimír Študent

Patronem tohoto čísla je 6. česko-slovenské symposium Výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství

ODPADOVÉ FÓRUM 2011, 13. – 15. 4. 2011, Kouty nad Desnou, Jeseníky. Více na www.odpadoveforum.cz/symposium2010.

(Patronem příštího čísla může být i vaše firma!)

WASTE FORUM 2010, číslo 3, strana 166

Optimalizační model integrovaného nakládání se směsným komunálním odpadem

Lubomír NONDEK

Integra Consulting s.r.o., Pobřežní 18/16, Praha 8

e-mail: nondek@volny.cz

Souhrn

Integrované nakládání se směsným komunálním odpadem (SKO) je modelováno sadou zdrojů (obce) a zařízení (třídící linky, skládky, kompostárny, spalovny apod.), které jsou umístěny ve dvourozměrném prostoru a propojeny sítí dopravních tras. Optimalizační model (lineární programování) alokuje SKO mezi zdroji a zařízeními tak, aby byly minimalizovány celkové emise skleníkových plynů (CO₂ ekv). Model se skládá z LP řešitele (LINGO 12) a databáze tvořené souborem MS Excel. Algebraický modelovací jazyk LINGO umožňuje stručnou a přehlednou formulaci optimalizační úlohy, která je determinována hmotovou bilancí a omezena provozními kapacitami zařízení.

Model je snadno škálovatelný, velikost databáze (počet zdrojů a zařízení) je limitována pouze použitou verzí řešitele LINGO. V této fázi vývoje modelu byla zkoumána citlivost výstupu (agregované emise CO₂ ekv) na nejistotu složení SKO. Dále jsme zkoumali vliv shlukování malých obcí, což by umožnilo redukovat rozsah databáze a tím i pracnost jejího sestavování. Možným užitím modelu je posuzování různých variant integrovaného nakládání s SKO a tedy např. EIA/SEA (nová zařízení nebo plány odpadového hospodářství, územní plány apod.).

Klíčová slova: *směsný komunální odpad, matematické modelování, optimalizovaná alokace, emise skleníkových plynů*

Úvod

Systém nakládání se směsným komunálním odpadem (SKO), který je generován množinou zdrojů (obcí) spojených dopravní sítí, tvoří soubor zařízení (skládky, kompostárny, spalovny, místa úpravy recyklovatelného odpadu), kam se směsný komunální odpad (nebo jeho složky separované u zdroje) dopravuje za účelem využití (suroviny, teplo a elektrická energie, kompost) nebo konečného uložení (skládky). Materiálová kategorizace je dána z hlediska materiálových toků mezi zdroji a zařízeními. Způsob řízení (optimalizace) tohoto integrovaného systému závisí jak na provozovateli (dobrovolná spolupráce, trh), tak na regulátorovi. Ten může užívat provozní povolení nebo ekonomické nástroje (poplatky) tak, aby celý systém vykazoval minimální dopady na životní prostředí při společensky únosných nákladech.

Jedná se o úlohu optimalizace, což vyžaduje stanovení vah jednotlivých kritérií (priorizace), které se může týkat nejen emisí škodlivin a nákladů, ale i např. ochrany krajiny a biodiversity nebo prevence znečištění zdrojů podzemních a povrchových vod. Prakticky taková optimalizace přichází v úvahu např. při vytváření a posuzování (např. benchmarking a EIA) variantních projektů nového zařízení (umístění, technologie a kapacita) a nebo ukončení provozu zařízení existujících, regulaci jejich kapacit a podobně. Mohla by být využita nejen při EIA nového zařízení (posuzování variant), ale také při hodnocení strategických dokumentů, jako jsou plány odpadového hospodářství na krajské úrovni. Takto systematický přístup není při EIA/SEA zatím ani možný, protože nejsou k dispozici vhodné optimalizační nástroje a databáze.

Při vývoji modelu integrovaného systému nakládání s komunálním odpadem jsme vyšli z modelů dostupných v literatuře. Od počátku 90. let vznikla řada modelů integrovaného nakládání se směsným komunálním odpadem, které vycházely z analýzy životního cyklu (LCA), tj. hmotových a energetických bilancí^{1,2}. Většina dostupných modelů je statická, resp. deterministická a nekvantifikuje nejistoty odhadů způsobené náhodnou povahou vstupních veličin. Mezi vstupy zatížené nejistotou patří proměnlivé složení a množství komunálního odpadu, kolísající podíl třídění odpadu u zdroje, kolísající množství a složení živnostenského odpadu a podobně. Další nevýhodou většiny modelů založených pouze na

LCA je nejen datová náročnost ale i to, že nepostihují lokální dopady (dopravní hluk, emise, pach, znečištění podzemních vod apod.), ale souhrnně hodnotí obecná témata, jako je acidifikace, globální oteplování, spotřeba energie apod. Nicméně LCA je stále základní metodou k hodnocení variant a tedy k přijímání rozhodnutí z hlediska udržitelného rozvoje^{3,4}.

Kočí a Krečmerová⁵ využili komplexní analýzu životního cyklu k posuzování různých technologických variant integrovaného systému nakládání s SKO v ČR. Model pracuje se sumární produkcí SKO o jednom složení, neuvažuje dopravní zátěže ani stávající infrastrukturu, která by měla být postupně modernizována. Metodika LCIA (life cycle impact assessment) dává základní informaci o kritických zdrojích emisí. Emise skládkového plynu nebo emise CO₂ ekv. nejsou počítány s přihlédnutím ke stavu (technologickým) konkrétních zařízení, jsou užity pouze průměrné hodnoty. LCIA tak slouží jako vyčerpávající emisní inventura, která dává základní přehled o významnosti jednotlivých příspěvků.

Počátkem tohoto desetiletí se vývoj modelů posunul směrem k modelování integrovaných systémů odpadového hospodářství (IWM, integrated waste management), které jsou projektovány tak, aby minimalizovaly náklady a/nebo dopady na životní prostředí^{6,7}. To již vyžaduje využití optimalizační procedury pro nalezení minima vhodné definované účelové funkce (celkové náklady, emise apod.). Jako praktická ukázka mohou sloužit práce, které publikovali Fiorucci a spol.⁸ (2003) a dále Costi a spol.⁹ (2004), optimalizující IWM v regionu Janova, Itálie.

Modely se skládají ze separačních linek, výroby paliva z SKO (tzv. refuse derived fuel, RDF), spaloven s využitím energie odpadu, zařízení na zpracování biodegradovatelného odpadu a skládek nevyužitelné frakce SKO. Účelová funkce je složena z různých nákladů, model doplněn omezujícími podmínkami technickými (zpracovatelské kapacity), emisními i legislativními. Protože modely berou v úvahu dávkovou dopravu odpadu mezi zdroji a zařízeními (automobily s určitou přepravní kapacitou), jedná se o modely z části řešené lineárním celočíselným programováním.

Zahrnutí dopravních emisí nebo nákladů je nutné také vzhledem k tomu, že integrovaný systém nakládání se směsným komunálním odpadem se nachází v konkrétním území, kde zařízení nepůsobí jen jako bodové zdroje znečištění, ale význačný vliv na životní prostředí a zdraví představuje i doprava odpadu mezi zdroji a zařízeními. Proto jsme začali zkoumat možnost vytvoření vhodného modelu optimalizačního, respektive jsme se pokusili formulovat kritéria, které by měl splnit model prakticky využitelný v ČR. Například při posuzování vlivů změny konkrétní odpadové infrastruktury v regionálním/krajském měřítku.

V rámci projektu VaV „*Návrh systému hodnocení politik mezi jednotlivými systémy uživatelských informací ve vazbě na efektivní využití výsledků na rozhodovací a informační chování podle modelů a principů udržitelného rozvoje včetně testování a prezentace nástrojů znalostní báze životního prostředí*“ (SP/4h1/147/08) jsme vytvořili model optimální alokace SKO mezi zdroji a zařízeními, kdy jsou minimalizovány agregované emise skleníkových plynů (oxid uhličitý, methan a oxid dusný). Cílem této práce bylo nalezení metodiky vhodné k tvorbě modelů tohoto typu, které jsou škálovatelné, nezávislé na databázi a mohou být dále modifikovány vzhledem k zadání optimalizační úlohy.

Experimentální část

Komunálním odpadem se pro potřeby modelování rozumí veškerý odpad vznikající na území obce (dále také zdroj) při činnosti fyzických osob (domácností) a část odpadů vznikajících u právnických osob nebo fyzických osob oprávněných k podnikání (živnostenský odpad), který je společně dopravován do zařízení nebo separován na složky. Část tohoto odpadu je sbírána a tedy i bilancována separátně.

Tento odpad (nebo jeho složky) může být skládkován, kompostován, spalován a nebo sloužit jako surovina (papír, plasty, sklo, kovy). Separace složek může probíhat u zdroje (separovaný sběr v obci) a nebo v zařízeních. Biodegradabilní odpad může být separován u zdroje a kompostován v domácnosti nebo v rámci obce (obecní kompostárna) nebo anaerobním rozkladem zčásti přeměněn na plynné palivo (methan). Poslední složkou je inertní odpad, který nemůže být využit materiálově ani energeticky. Tak jsou v modelu definovány čtyři složky, které jsou hmotově bilancovány. Nedochozí k akumulaci, toky složek jsou kontinuální; v této verzi neužíváme lineární celočíselné programování, které je náročnější na čas i užítí optimalizačního software.

Pokud optimalizace probíhá v menším měřítku (mikroregion), kde z hlediska optimalizace svozových tras pro vozidla o určité kapacitě a provozních kapacit zařízení přijímajících odpady za krátkou časovou jednotku (např. den), je při optimalizačním modelování nutno používat metodu celočíselného programování. Pro větší území s větším počtem zdrojů i zařízení (region/kraj) lze užívat k optimalizace hmotových toků mezi zdroji a zařízeními jednodušší metody lineárního programování (LP) a pokládat toky odpadů za spojité, resp. hmotovou bilanci provádět za delší časové období (roční bilance).

Pokud modelujeme existující zdroje a zařízení v konkrétním území, pak je jistě možné sestavit matici reálných dopravních vzdáleností (např. ze silniční mapy) mezi všemi zdroji a všemi zařízeními. V praxi z některých zdrojů do vzdálených zařízení odpad nebude dopravován, nicméně pro průběh optimalizace musí tato matice být úplná.

Zvolili jsme metodu jednoparametrové optimalizace, která je realizována jako úloha lineárního programování (LP). Jedná se v tomto případě o hledání minima vhodně definované účelové funkce, což jsou agregované emise skleníkových plynů. Minima je dosaženo optimální alokací uvažovaných odpadových proudů mezi n zdroji a m zařízeními ($m \ll n$).

Při modelování optimalizujeme agregované emise skleníkových plynů, a to z následujících důvodů:

- v literatuře jsou dostupné informace o emisních faktorech pro uvažovaná zařízení (nákladní automobil, skládka, kompostárna a spalovna),
- oxid uhličitý, methan a oxid dusný je možno pomocí relativních hodnot GWP (global warming potential) vyjádřit jako CO₂ ekv.,
- snižování emisí skleníkových plynů je aktuální téma. Zejména potlačením emisí skládkového plynu se celkové emise CO₂ ekv. v sektoru odpadového hospodářství výrazně sniží.

Abychom se během vývoje a testování modelu vyhnuli fixaci modelu na konkrétní dopravní infrastrukturu, použili jsme geografických koordinát zařízení a zdrojů a skutečné dopravní vzdálenosti jsme aproximovali násobkem euklidovské vzdálenosti a průměrné tortuosity (klikatosti), kterou jsme stanovili ze statistického vzorku silnic první a druhé třídy v ČR. Tímto způsobem pro zkoumaný scénář dostaneme nejpravděpodobnější trasy dopravy mezi jednotlivými zdroji a zařízeními, které v dalším kroku lze nahradit skutečnými dopravními vzdálenostmi. Je-li pro m zdrojů a n zařízení velikost dopravní matice $n \times m$, pak počet nejpravděpodobnějších dopravních tras je zhruba $1,5n$. To výrazně redukuje pracnost sestavování dopravní matice, ve které jen část hodnot jsou skutečné silniční vzdálenosti.

Při vývoji modelu jsme se řídili následujícími kritérii:

1. Definice optimalizační úlohy: Při vývoji jsme se omezili na minimalizaci emisí skleníkových plynů vznikajících při dopravě, skládkování, spalování a kompostování směsného komunálního odpadu. Modelování těchto emisí je standardní částí LCA, takže v literatuře existují emisní faktory. Jednotlivá zařízení musí být individuálně charakterizována.
2. Škálovatelnost: Model je škálovatelný, tj. umožňuje modelovat libovolné množství zdrojů (obcí, městských částí) a zařízení. Výhoda zvoleného řešení je dána výhodnými vlastnostmi algebraických programovacích jazyků¹⁰ (Schichl, 2010), kam také patří námi užitý jazyk LINGO^{11,12} (Schrage a spol., 2006). Velikost optimalizovaného systému (počet zdrojů, velikost území, počet technologií, proudů, zařízení) je v praxi omezena pouze užitou verzí LP řešitele.
3. Data: Databáze je nezávislá, separátní část modelu (druhá část je optimalizační program). Základní data požadovaná při modelování musí být dostupná na úrovni obcí (zdrojů SKO) a zařízení, tj. množství a složení, zpracovatelské kapacity a technologie, geografické koordináty, počet obyvatel, roční bilance SKO, převládající typ zástavby apod. Adjustabilní parametry (emisní faktory, spotřeby pohonných hmot a energií) mohou být získány z odborné literatury, z provozní dokumentace a povinných hlášení, případně expertními odhady. Použití modelu závisí na dostupnosti dat.
4. Verifikace: Již v počáteční fázi je vytvořena sada jednoduchých testovacích úloh, které ověří správnou funkci bilančních i optimalizačních částí modelu.
5. Odhad nejistoty výstupních údajů: U těch vstupních veličin nebo adjustabilních parametrů, kde prokazatelně existuje nejistota, musí být k odhadu nejistoty výstupu užitá technika modelování Monte-Carlo (náhodné změny vstupů). Opakovaným prováděním optimalizačních výpočtů je možno odhadnout nejistotu výstupů (pravděpodobnostní funkce).
6. Praktická využitelnost: V tomto případě je to minimalizace celkových emisí skleníkových plynů. Jednoduchou modifikací je možné modelovat např. emise PM10 do ovzduší působené sběrem

a dopravou, nebo emise jiných látek ze zařízení do ovzduší a vody. Při tom optimalizační část modelu zůstává stejná.

7. Další vývoj: V případě zájmu praktických uživatelů musí zvolená koncepce umožňovat další vývoj, např. databáze technologií a emisních faktorů, ukládání scénářů, grafické zpracování výstupů apod.

Z těchto kritérií vyplynula struktura modelu, který je realizován kombinací dvou běžně dostupných programových nástrojů: MS Excel a optimalizační nástroj LINGO (Lindo Systems Ltd.). MS Excel je běžná součást kancelářského balíku MS Office. Optimalizační nástroj LINGO, který zahrnuje sadu řešitelů (LP, non-LP, celočíselné modely, linearizace atd.) a využívá algebraický programovací jazyk, je bezplatně dostupný v demoverzi (silně omezená velikost optimalizační úlohy). Nástroj LINGO byl zvolen z důvodů jeho relativního rozšíření, periodického zdokonalování (up-grade), relativně příznivé ceny, rozsáhlého manuálu s velkým množstvím praktických příkladů a konečně i podpory, kterou firma Lindo Systems Ltd. poskytla autorovi. Převod dat mezi optimalizačním nástrojem a databází probíhá technologií OLE, která patří mezi standard zavedený Microsoftem. Výstupy modelování jsou obdobně převedeny do souboru MS Excel (výsledkové tabulky).

Jádrum modelu je optimalizační procedura, která alokuje SKO (respektive separované složky) mezi zdroji a zařízeními. Modelovaný systém se sestává z následujících souborů:

- i* zdrojů SKO,
- j* separačních linek,
- k* bioreaktorů a/nebo kompostáren,
- l* zařízení na zpracování druhotných surovin,
- m* zařízení na využití energie,
- n* skládek.

Dále model obsahuje sadu tras (dopravní matice), po kterých je odpad alokovan. Celkové schema je znázorněno na **obrázku 1**, trasy dopravních toků jsou znázorněny šipkami. Schema může být dle potřeby modifikováno.

SKO se sestává ze čtyř složek: bio-odpad (B), recyklovatelný materiál (M), palivo získané z odpadu (F) a inertní odpad (I). Optimalizujeme celkové emise skleníkových plynů a to jak dopravní, tak i procesní. Počty zařízení i jejich prostorové koordináty mohou být různé; pokud mají některá zařízení stejnou geografickou polohu, pak dopravní vzdálenost a emise jsou nulové. Procesní emise závisí na množství zpracovaných složek a technologii, jsou tedy určeny emisním faktorem (množství emisí na 1 tunu zpracované hmoty).

Například emise, *e*, které se vztahují k dopravě a separaci množství, *q*, lze pomocí rovnice (1) vyjádřit jako

$$e = q(\varepsilon_l l / C_{veh} + \varepsilon_{coll} + \varepsilon_p) \quad (1)$$

kde ε_t a ε_{coll} jsou emisní faktory pro dopravu mezi zdroji a zařízeními a pro sběr ve zdrojích (jako CO₂ na km), *l* je transportní vzdálenost (km), C_{veh} je dopravní kapacita vozidla a ε_p je celkový procesní emisní faktor pro danou složku a zařízení.

Pro soubor *j* separačních zařízení lze kvantifikovat agregované emise rovnicí (2) jako

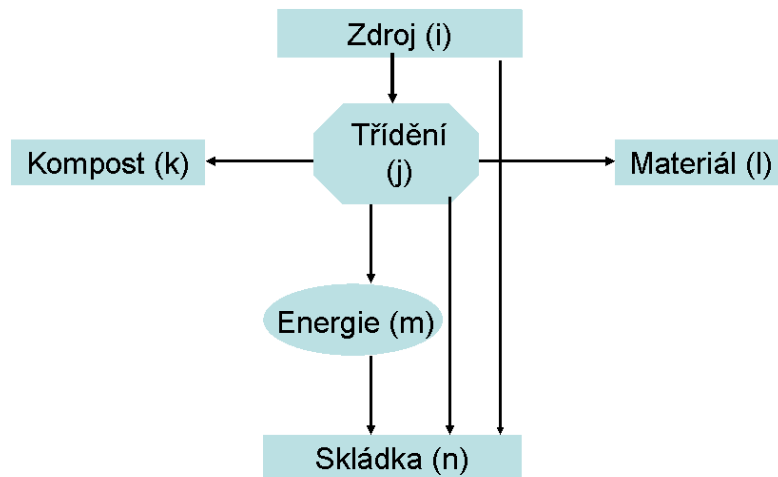
$$E = \sum q_{ij}(\varepsilon_l l_{ij} / C_{veh} + \varepsilon_{coll} + \varepsilon_p) \quad \forall \text{trasy, zařízení} \quad (2)$$

Podobně lze agregované emise počítat pro všechna zařízení. Pak minimum účelové funkce, *E* (min), je sumou dílčích emisních příspěvků jednotlivých skupin zařízení, E_j , E_k , E_l , E_m a E_n , které kvantifikujeme (rovnice 3) přes jednotlivé trasy a alokované kvantitativy B, M, F a I:

$$E (\text{min}) = E_j + E_k + E_l + E_m + E_n \quad (3)$$

Všechna zařízení mají projektované kapacity C_{separ} , C_{bio} , C_{mat} , C_{energ} , C_{land} , které definují sadu kapacitních omezení (okrajových podmínek). Například pro třídící linku SKO přijímající odpad z i zdrojů platí nerovnost (4):

$$C_{separ} \leq \sum_i q_{Bi} + \sum_i q_{Mi} + \sum_i q_{Fi} + \sum_i q_{Li} \quad \forall \text{zdroje} \quad (3)$$



Obrázek 1: Celkový diagram modelovaných materiálových toků

Dále je model určen hmotovými bilancemi (vstup-výstup), takže např. pro složku B platí:

$$\sum_i q_{Bi} = \sum_j q_{Bj} + \sum_n q_{Bn} \quad (4)$$

$$\sum_j \sigma_B \cdot q_{Bj} = \sum_k q_{Bk} \quad (5)$$

$$\sum_j (1 - \sigma_B) \cdot q_{Bj} = \sum_n q_{Bn} \quad (6)$$

Separáční účinnosti, σ jsou zadány pro jednotlivá zařízení a složky SKO a jejich hodnoty se pohybují v intervalu (0, 1). Stejně bilanční vztahy jako jsou popsány rovnicemi 4 – 6 platí také pro složky M, F a I.

Výsledky a diskuse

Vývoj a implementace matematických modelů probíhá v několika fázích¹⁰ (Schichl, 2010): od konceptu modelu až po jeho realizaci formou programu a praktickou aplikaci. Vývoj má být tažen poptávkou uživatelů. I v tomto případě je rozhodující, jak model může přispět k řešení praktických

problémů v sektoru odpadového hospodářství. Proto je důležité, aby se názory praktiků promítly do rozhodování, zda a jak model dále vyvíjet.

Pro počáteční testování modelu jsou užity upravené emisní faktory z literatury (**tabulka 1**). Pro methanogenní rozklad příslušné frakce SKO jsme užili nejjednodušší metodu (Thier 1) doporučenou IPCC¹⁴ (2000), kde se počítá integrální množství vzniklého methanu bez ohledu na časový průběh jeho tvorby. Emisní faktory pro dopravu a sběr odvozujeme ze spotřeby nákladních automobilů o přepravní kapacitě 10 – 20 tun (4 l nafty/100 t.km), přičemž předpokládáme, že při sběru vozidlo urazí 1 km/t v režimu popojíždění (spotřeba o ca 100 % vyšší). Vývoj methanu je vztažen na jednotkové množství bioodpadu (BRO), který se skládá z frakce potravinových zbytků a 50 % frakce papíru. Frakce RDF se skládá z 50 % papíru a 50 % plastů, materiálová frakce se skládá z kovů, skla a 50 % plastů. Složení frakcí je možno měnit.

Tabulka 1: Adjustabilní parametry a emisní faktory

Aktivita	Emisní faktor
Methanogenní rozklad BRO	250 m ³ CH ₄ /t BRO
Doprava	0,00025 t CO ₂ /t SKO
Sběr	0,005 t CO ₂ /t SKO
Kompostování	0,1 t CO ₂ eq/ t BRO
Spalování RDF	1,9 t CO ₂ eq / t RDF
Frakce B	0,35 (bytovky) a 0,15 (rodinné domky)
Frakce F	0,2 (bytovky) a 0,15 (rodinné domky)
Frakce M	0,2 (bytovky) a 0,2 (rodinné domky)
Separační faktory	0,8

V této fázi práce byla testována a odladěna vlastní optimalizační procedura. Všechna vstupní data a adjustabilní parametry jsou obsaženy v excelovém souboru, z něhož jsou exportovány (OLE) do modulu LP (LINGO) a výsledky jsou obdobně importovány zpět do excelového souboru. Výsledkem jsou nejen celkové (příp. dílčí) emise CO₂ ekv., ale především alokační matice, kde jsou pro každou trasu zapsána optimalizovaná alokovaná množství q . Z matic je patrné, kam a v jakém množství je odpad alokován. Podle toho je možné upravit matici transportních vzdáleností a nahradit euklidovské vzdálenosti (korigované tortuositami) vzdálenostmi reálnými (odečet ze silniční mapy).

Model byl postupně vyvíjen a realizován v několika fázích a to podle použité verze LP řešitele LINGO. Laskavostí firmy Lindo mohl autor testovat po omezenou dobu modely různé velikosti a složitosti pomocí nové verze LINGO 12 s neomezeným počtem proměnných, okrajových podmínek a konstant. Další fází výstavby modelu byla konstrukce databáze, která charakterizuje určitý reálný fragment území ČR se 110 zdroji (obcemi) a celkovou populací 102 tisíc obyvatel, 4 skládkami a reálnými dopravními vzdálenostmi. Každý zdroj je charakterizován dvěma typy zástavby (bytovky a rodinné domky), které se liší složením SKO. Byly vytvořeny hypotetické scénáře (**tabulka 2**). Referenční scénář „nejhorší možný případ“ s volnými emisemi skládkového plynu. Třetí scénář je hypotetická situace, kdy do modelového území umístíme do konkrétních lokalit (x,y koordináty) nové kapacity třídění SKO (10 tis. tun/rok), energetické využití frakce SKO, kompostování bio-odpadu a přepracování vytríděného recyklovatelného materiálu na druhotnou surovinu.

Tabulka 2: Odhad podílu dopravních emisí CO₂ na celkových emisích CO₂ ekv

Scénář	Emise (t CO ₂ ekv) celkové	Dopravní emise (t CO ₂ ekv)	% Dopravní emise
Volné emise methanu ze skládek	13122,1	115,6	0,88
Současný stav (kogenenerace, biofiltry, volné emise)	8164,94	129,65	1,59
Současný stav + nová kapacita 10 kt/rok (34 %) třídění, kompostování atd.	5676,93	161,22	2,84

Problém, který je v současnosti řešen, souvisí s nejistotou složení SKO, kde obsah 4 základních komponent se náhodně pohybuje mezi jednotlivými svozy i lokalitami kolem průměrných hodnot s určitou směrodatnou odchylkou. Složení i variabilita závisí na charakteru zástavby i roční době. Modelování probíhá pomocí metody Monte-Carlo¹³ (Baccou a spol., 2008), kde jsou pomocí pravděpodobnostní funkce (normální statistické rozdělení) měněny náhodně individuální kvantita a kvalita SKO u jednotlivých zdrojů, což jednoduše umožňuje LINGO 12 (stochastický modul). Tak je zkoumáno, jak se nejistoty ve složení a množství odpadu šíří modelem do výstupů. Po provedení určitého počtu náhodných výpočtů (100 a více) lze získat střední hodnotu účelové funkce (v tomto případě agregovaných emisí skleníkových plynů, CO₂ ekv.), ale i určit rozptyl kolem této hodnoty. V závislosti na scénáři se ukazuje, že směrodatná odchylka agregovaného výstupu je nižší než u vstupu (složení SKO), takže např. 20% nejistota složení směsného odpadu se projeví ca 10% nejistotou určení agregovaných emisí.

Zajímavý je i podíl dopravních emisí v různých scénářích. U „nejhorší varianty“, kdy skládkový plyn volně emituje do ovzduší, je podíl dopravních emisí CO₂ méně než 1 %. Taková referenční varianta v české praxi ovšem není možná, protože k 2010 jsou uzavřené části skládek vybaveny jímáním a oxidací methanu. Podíl dopravy roste s rostoucím stupněm oxidace skládkového methanu na oxid uhličitý (biooxidace, fléry nebo energetické využití) a dále se snižuje s podílem kompostování až na cca 3 – 5 %. Zde je nutno znovu poznamenat, že orientační emisní faktory pro methanizaci byly získány z literatury^{15 – 17} (Havránek, 2001; Cadena a spol., 2009; Staley a Barlaz, 2009) a bude nutno je konfrontovat s českou realitou. Při následovném upřesnění emisních faktorů vezmeme v úvahu také substituované palivo (např. národní palivový mix), takže souhrnná redukce emisí skleníkových plynů vzhledem k energetickému využití bioplynu a alternativních paliv využití bude větší a tím pádem vzroste také podíl dopravy na celkových emisích. Nicméně hlavním faktorem vedoucím ke snižování emisí skleníkových plynů je redukce skládkování BRO (frakce SKO) a integrované materiálové a energetické využití SKO.

Posledním problémem, který byl v této fázi modelování řešen, je možnost shlukování malých sídel, respektive jejich přiřazování k sídlům větším. V ČR je přes 6200 obcí, z toho má 22 % více než 1000 obyvatel a 43 % více než 500 obyvatel. V námi modelovaném území má 25 obcí více než 500 obyvatel. Pokud jsme vzali těchto 25 obcí a úměrně jejich velikosti jsme připočítali cca 25 % odpadu generovaného malými obcemi, pak vzniklá chyba ve výpočtu emisí vzhledem k referenčnímu scénáři (dopravní matice pro všech 110 obcí) byla 22 %. Pokud jsme shlukování prováděli podle pravidla „přičti k nejbližší obci s více než 500 obyvateli“, pak vzniklá chyba byla asi 5 %. Pokud jsme vytvářeli shluky těch obcí, jejichž vzdálenost je menší než 5 km podle pravidla „přičti k většímu sousedovi a spočti vážený průměr frakcí B,F,M a I“, pak chyba vzniklá shlukováním byla méně než 1 %. Shlukování malých zdrojů SKO redukuje pracnost vytváření databáze zdrojů, ovšem za cenu určité systematické chyby. Například u modelování krajských POH, které by zahrnovaly 500 a více zdrojů SKO, by se při chybě určení agregovaných emisí v řádu několika % snížily náklady na vytváření databáze zdrojů o 50 a více %.

Závěry

Využitím algebraického modelovacího jazyka byl vytvořen optimalizační model emisí skleníkových plynů v soustavě zařízení pro integrované nakládání se směsným komunálním odpadem. Model je aplikovatelný na systémy integrovaného nakládání se směsným odpadem na okresní/krajské úrovni, pro posuzování variant EIA, provádění studií SEA, pro územní plánování nebo jako podklad pro LCA. V této fázi je model formulován na úrovni materiálových toků a emisí, nikoliv například jako optimalizační model energetický nebo nákladový.

Základním problémem je dostupnost dat týkajících se nejen parametrů jednotlivých zařízení (v tomto případě provozní kapacity a emisní faktory zařízení), ale zejména neurčitost množství a složení směsného odpadu na úrovni zdrojů (původců SKO).

Další vývoj modelu jako PC programu pro kvalifikovaného uživatele bude záviset na zájmu uživatelů a jejich názoru na charakter výstupů. Klíčová je také dostupnost dat (emisní faktory, jednotkové náklady apod. platné pro ČR). Vzhledem k výhodným vlastnostem algebraického jazyka LINGO lze optimalizační část modelu upravit tak, aby bylo možno modelovat i složitější schemata materiálových toků mezi zdroji a zařízeními, příp. větší počet složek SKO.

Literatura

- [1] McDougall F. R., White P. R., Franke M. a Hindle P. (2001): Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory (2. vydání s LCA modelem na CD), Procter & Gamble Technical Centres Limited.
- [2] Berger C., Savard G. a Wizere A. (1999): EUGENE: an optimisation model for integrated regional solid waste management planning, *International Journal of Environment and Pollution* 12, p. 280 – 307.
- [3] De Feo G. a Malvano C. (2009): The use of LCA in selecting the best MSW management system, *Waste Management* 29 (2009), p. 1901 – 1915.
- [4] Ekvall T., Assefa G., Bjorklund A., Eriksson O. a Finnveden G. (2007): What life-cycle assessment does and not do in assessments of waste management, *Waste Management* 27 (2007), p. 989 – 996.
- [5] Kočí V. a Krečmerová T. (2010): WASTE FORUM 1 (2010), str. 4 – 17.
- [6] Wang F.S. (2001): Deterministic and stochastic simulations for solid waste collection systems – A SWIM approach, *Environmental Modelling and Assessment*, 6, str. 249 – 260.
- [7] Yeomans J.S. (2006): Application of Simulation-Optimization Methods in Environmental Policy Planning Under Uncertainty, *Environmental Informatics Archives* 4, str. 167 – 185.
- [8] Fiorucci P., Minciardi R., Robba M. a Sacile R. (2003): Solid waste management in urban areas development and application and application of a decision support system, *Resources, Conservation and Recycling* 37 (2003), p. 301 – 328.
- [9] Costi P., Minciardi R., Robba M., Rovatti M. a Sacile R. (2004): An environmental sustainable decision model for urban solid waste management, *Waste Management* 24 (2004), p. 277 – 295.
- [10] Schichl H. (2010): *Mathematical Modeling and Global Optimization*, Habilitationsschrift, (<http://www.mat.univie.ac.at/~herman/papers.html>) vyjde knižně v nakladatelství Cambridge University Press během 2010.
- [11] Schrage L. a spol. (2006): *Optimisation Modeling with LINGO*, 6th Edition, Lindo Systems Ltd.
- [12] LINDO Systems Inc. (2009): *Manuál LINGO (Users Guide)*, <http://www.lindo.com>
- [13] Baccou J., Chojnacki E., Mercat-Rommens C. a Baudrit C. (2008): Extending Monte Carlo Simulations to Represent and Propagate Uncertainties in Presence of Incomplete Knowledge: Application to the Transfer of Radionuclide in the Environment, *J. Environ. Engineering* 134 (2008), p. 362 – 368.
- [14] IPCC (2000): *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories* (ed. Penman J. et al.), <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/>
- [15] Havránek M. (2001): *Emise skleníkových plynů ze sektoru odpadu v České Republice*, diplomová práce, UK Praha, Ústav pro životní prostředí a ČHMÚ.
- [16] Cadena E., Colón J., Sánchez A., Font X. a Artola A. (2009): A methodology to determine gaseous emissions in a composting plant, *Waste management* 29, p. 2799 – 2807.
- [17] Staley F. a Barlaz M.A. (2009): *J. Environ. Eng.* 135, p. 901 – 909.

Optimisation model of integrated management of solid municipal waste

Lubomír NONDEK

Integra Consulting Ltd., Prague

Summary

A concept of mathematical optimization model formulated as set of sources of SMW and receiving installations has been described. Model is implemented as a combination of an LP solver LINGO and spreadsheet calculator (MS Excel). An algebraic modeling language LINGO enables to formulate the optimization problem in a concise way and the resulting model is easily scalable. It can be used for EIA/SEA or land use planning as a decision support tool. In this case, aggregated emissions of greenhouse gases expressed as CO₂ eq. have been minimized. Model involves landfilling, energy utilization, composting and material recycling.

Keywords: *integrated waste management, solid municipal waste, mathematical modeling, optimization*

Koncepty integrovaných systémů nakládání s komunálním odpadem v ČR z pohledu LCA

Vladimír Kočj^a, Tatiana Krečmerová^b, Zdenka Kotoulová^c

^a Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28 Praha 6.

e-mail: Vladimir.Koci@vscht.cz

^b ETC Consulting Group s.r.o., Kunešova 18, 130 00 Praha 3,

e-mail: krecmerova@etc-consulting.cz

^c Ing. Zdenka Kotoulová – SLEEKO, Dětská 288/1915, 100 00 Praha 10,

e-mail: kotoulova@quick.cz

Souhrn

Článek stručně shrnuje výsledky LCA porovnání konceptů integrovaných systémů nakládání se směsným komunálním odpadem v podmínkách České republiky. V případě konceptů se skládkováním byly uvažovány scénáře s i bez kogenerace jímaného skládkového plynu a v případě konceptů se spalováním s a bez využití popelovin. V článku je prezentována analýza citlivosti na různou vzdálenost svozu. Závěrem práce je zjištění, že větší vliv na výsledné environmentální dopady nakládání se směsným komunálním odpadem má volba hlavní technologie (skládkování vs. spalování), než počet vyříděných využitelných složek.

Klíčová slova: oddělený sběr, komunální odpad, posuzování životního cyklu, LCA, integrovaný systém nakládání se SKO, environmentální dopady SKO

Obsah

1. Úvod.....	176
2. Experimentální část.....	177
2.1 Koncepty integrovaných systémů odpadového hospodářství	177
2.2 Data pro výpočet LCA konceptů nakládání s SKO	178
2.3 Stručná charakteristika a vymezení platnosti LCA.....	178
3. Výsledky a diskuse.....	179
3.1 Posouzení dopadů konceptů integrovaných systémů.....	179
3.2 Celkové porovnání normalizovaných výsledků	184
3.3 Kolik složek tedy třídít?	184
3.4 Analýza citlivosti na volbu charakterizační metodiky	185
3.5 Analýza citlivosti na svozovou vzdálenost a emise z dopravy	186
3.6 Omezení studií LCA v odpadovém hospodářství.....	187
4. Závěry	188
5. Seznam symbolů a zkratk	189
6. Literatura.....	190

1. Úvod

Srovnání environmentálních dopadů provozů skládek a spaloven směsného komunálního odpadu je již delší dobu diskutované téma. Přímé srovnání těchto technologií nedává smysl, neboť spalovna ani skládka nebývá provozována samostatně, ale obvykle v návaznosti na další technologické postupy, například získávání energie či tepla kogenerací. Propojení návazných technologií se skládkami či spalovnami říkáme integrované systémy nakládání s odpady (IS).

Vzájemné porovnání environmentálních dopadů skládkování či spalování směšného komunálního odpadu v ČR pomocí metody LCA bylo publikováno ve Waste Forum 2010, 1¹, na které navazovalo posouzení možností odděleného sběru využitelných složek odpadů v rámci IS². Porovnání integrovaných systémů však nemusí být dostatečné pro konkrétní regiony a situace, kdy je část komunálního odpadu tříděna a materiálově recyklována, a dále tam, kde svoz a třídění odpadu může představovat významné zdroje environmentálních dopadů.

Je-li naším cílem zařadit do celkového environmentálního obrazu nakládání s odpady i tyto zmíněné kroky, je již nutno hovořit o environmentálním obrazu konceptů integrovaných systémů odpadového hospodářství. Tento článek stručně prezentuje výsledky posuzování životního cyklu LCA konceptů integrovaných systémů nakládání se směšným komunálním odpadem v ČR, jež jsou výstupem projektu VaV MŠMT³.

2. Experimentální část

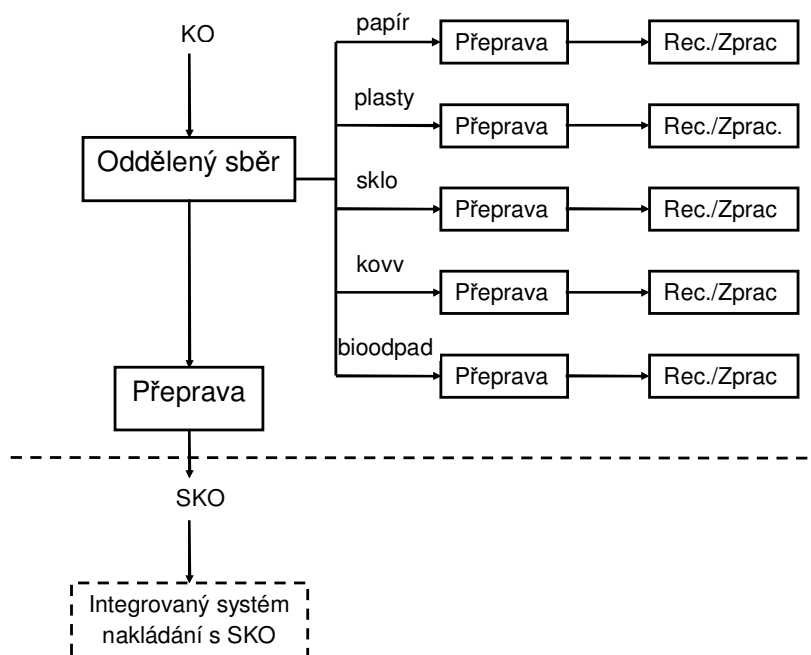
2.1 Koncepty integrovaných systémů odpadového hospodářství

Koncepty integrovaných systémů byly pro účely studie modelovány připojením odděleného sběru a recyklace (kompostování) jednotlivých odděleně sbíraných složek k integrovaným systémům obsahujícím jako hlavní technologii buď spalování či skládkování. Podrobný popis integrovaných systémů byl zveřejněn ve výše zmíněné práci¹. V konceptech integrovaných systémů byla rovněž modelována přeprava SKO. Přeprava byla modelována na základě odborných znalostí a také zkušeností získaných ze svozových společností. Pro účely této studie byly použity koncepty integrovaných systémů (skládkování vs. spalování) hodnoceny pro následující formy odděleného sběru:

- tříložkový oddělený sběr (papír, plasty, sklo);
- čtyřložkový oddělený sběr (papír, plasty, sklo, kovy);
- pětisložkový oddělený sběr (papír, plasty, sklo, kovy a bio).

Vazbu integrovaných systémů nakládání s komunálními odpady na ostatní procesy konceptů integrovaných systémů znázorňuje **obrázek 1**.

Obrázek 1: Schéma konceptů integrovaných systémů nakládání se směšným komunálním odpadem (v tomto případě pro pětisložkový oddělený sběr)



Výše uvedené koncepty integrovaných systémů byly modelovány ve dvou variantách. V případě konceptů zahrnujících skládkování se jednalo o variantu, kdy byl skládkový plyn jímán a v kogenerační jednotce využíván za účelem výroby elektrické energie a tepla, a o variantu bez kogenerace, kdy jímáný skládkový plyn byl bez užitku spalován na fléře. Výroba elektřiny a tepla kogenerací byla modelována formou inverzních procesů jako tzv. odvrácené emise.

V případě konceptů se spalováním (s energetickým využitím) se jednalo o variantu, kdy byly ze spalovny získané popeloviny využity jako stavební materiál (podklady pod silnice), a o variantu bez využití popelovin. Proto v modelování produkcí tohoto materiálu z popelovin nahrazujeme primární výrobu štěrkopísku jako konstrukčního materiálu, což může být prakticky či legislativně problematické, pro účely LCA modelování však může poskytnout zajímavé informace.

2.2 Data pro výpočet LCA konceptů nakládání s SKO

Sběr dat byl započat na počátku roku 2007. Byly připraveny dotazníky pro jednotlivá zařízení, které byly rozeslány provozovatelům zařízení, které byly předtím vytipovány.

Co se týče spaloven, byly obeslány a kontaktovány všechny spalovny komunálního odpadu v ČR. Dále bylo kontaktováno 5 zahraničních spaloven. Ze všech obeslaných a kontaktovaných provozů spaloven nám relevantní data pro modelování v LCA softwaru poskytla pouze 1 spalovna (TERMIZO Liberec). Ostatní technologie termické úpravy odpadů (pyrolýza, zplyňování, plazma) nebyly do studie zahrnuty, neboť tyto technologie jsou v zahraničí stále předmětem výzkumu a poloprovozu a tudíž nebylo možné získat relevantní data pro ČR.

Co se týče skládek, bylo kontaktováno celkem 22 českých provozovatelů skládek s jímáním skládkového plynu (buď s jeho následným energetickým využitím nebo bez něho). V projektu nebyly uvažovány skládky nejímající skládkový plyn, protože nesplňují podmínky BAT (jejich environmentální dopady jsou vyšší než námi níže prezentované výsledky). Z celkového počtu 22 skládek relevantní data poskytlo 7 provozovatelů skládek, z toho 2 skládky bez energetického využití skládkového plynu.

Je nutno zmínit, že sběr dat pro studie LCA je velmi časově náročný a rovněž je náročný pro poskytovatele dat – provozovatele zařízení, neboť data musí často detailně dohledávat či vyjadřovat v jiných bilancích, než je pro ně běžné. To může být jeden z důvodů, proč provozovatelé nemají zájem svá data pro účely studií LCA poskytovat. V rámci této studie byli osloveni pouze provozovatelé mající integrované povolení, neboť byla očekávána jejich lepší komunikace s veřejností. Nicméně jak vyplývá z předchozího odstavce, ani provozovatelé vlastnící integrované povolení nemají vždy o poskytnutí informací veřejnosti zájem.

Data byla uložena ve formě jednotkových a složených procesů v databázi LCA software GaBi (PE International). Data jsou použitelná pro jakýkoliv další projekt a kdykoliv se dají upravit na základě novějších informací o technologiích či provozovaných zařízeních.

2.3 Stručná charakteristika a vymezení platnosti LCA

Pro výpočet inventarizace životního cyklu i pro následnou charakterizaci environmentálních dopadů byla zvolena funkce „nakládání se směsným komunálním odpadem v reálných podmínkách ČR se zohledněním BAT technologií“. Funkční jednotka byla zvolena jako „odstranění roční produkce SKO jednoho tisíce ekvivalentních obyvatel, tudíž referenční tok pak byl určen jako 301 tun SKO.

Hranice systému byly zvoleny v maximální dostupné šíři – od vložení SKO do sběrné nádoby až po energetické, materiálové využití výstupů z procesů nakládání nebo jejich odstranění. Do hranic systému byla zahrnuta i údržba zařízení pro nakládání s SKO. Vzhledem k velikosti referenčního toku nebyly do hranic systému zahrnuty vstupy a výstupy výroby či výstavby samotných zařízení ani výroba sběrných nádob, je to jednak v souladu s obdobnými studiemi prováděnými v zahraničí a za druhé to odpovídá předpokladu, že podstatou LAC bylo posuzování provozu nakládání s odpady, nikoli vybudování zařízení a vytvoření potřebné infrastruktury. Zvoleným rokem, pro který byly data sbírána a realizovány výpočty, byl rok 2007.

Uvažován byl běžný směsný komunální odpad pocházející z domácností v ČR. Byly zvoleny parametrizované hodnoty jeho složení pro možnost hodnocení variant (tří, čtyř a pětisložkový oddělený sběr). Za hlavní složky směsného komunálního odpadu byly považovány papír (+ lepenka), bioodpad, sklo, nebezpečný odpad, minerální odpad, hliník, železo, ostatní kovy, PE, PP, PET, PS, PU, pryž, textil

a dřevo. Ač se tato studie omezuje pouze na směsný komunální odpad průměrného složení v ČR, může být vytvořený model snadno přizpůsoben i na jiný druh odpadů.

Při modelování konceptů integrovaných systémů zahrnujících skládkování byl uvažován s ohledem na provozní data a publikované zkušenosti^{4,5} 20% únik skládkového plynu do ovzduší a 20% únik průsakových vod ze skládky (označeno zkráceně 20/20). V případě, že uvažujeme scénář 30% úniku skládkového plynu a 10% průsaků skládkových vod, označujeme jej jako 30/10.

Složení průsakových vod bylo modelováno dle průměru za 30 let⁴, neboť reálné průměry složení skládkových vod pro modelované skládky byly pouze pro 2 – 3 roky, což neodráží dlouhodobé působení odpadů v tělese skládky.

Do modelu integrovaného systému byly zahrnuty emise plynů do ovzduší z provozu mobilní techniky používané pro mechanickou úpravu povrchu skládky. Množství emisí bylo určeno na základě množství spotřebovaných paliv. Charakteristika znečišťujících látek do ovzduší z procesu provozu mobilní techniky vychází ze studie IWM LCA⁵.

V procesu skládkování nejsou uvažovány dopady spojené s produkcí vody potřebné pro průmyslové užití, dopady spojené s produkcí a užitím prostředků k deratizaci a dopady spojené s výrobou ochranných sítí.

Při modelování integrovaných systémů zahrnujících proces spalování odpadů byly použity následující předpoklady. Pro inventarizaci toků souvisejících s odstraňováním materiálových výstupů ze spalování na skládce (popílek, struska, filtrační koláč) a pro inventarizaci použití popelovin jako konstrukčního materiálu byla použita data z projektu IWM LCA⁵. V případě spalování s využitím popelovin, předpokládáme 95% využití vstupního odpadu.

Environmentální dopady a výsledky indikátorů kategorií dopadu byly hodnoceny metodikou CML 2001 a pro analýzu citlivosti volby charakterizačního modelu rovněž metodikou EDIP 2003. Více podrobností k uvedeným metodikám lze nalézt v publikace Posuzování životního cyklu – LCA⁶.

3. Výsledky a diskuse

3.1 Posouzení dopadů konceptů integrovaných systémů

Modelování konceptů integrovaných systémů sestává z připojení odděleného sběru a následně recyklace/kompostování vyříděných složek ke konkrétnímu integrovanému systému. V případě konceptů IS jsme modelovali pro každý koncept IS i variantu se začleněním dopravy. V grafech pak můžeme vidět i příspěvek dopadů připadající na přepravu SKO v rámci konceptu IS. Environmentální dopady posuzovaných konceptů se vztahují k referenčnímu toku (301 tun SKO).

Přepravu v rámci jednotlivých konceptů IS jsme modelovali na základě získaných dat ohledně přepravních vzdáleností a spotřeby pohonných hmot z praxe. Tato data (**tabulka 1**) pak byla konzultována ještě s odborníky v této oblasti.

Tabulka 1: Údaje o spotřebě pohonných hmot ve fázi sběru, svozu, přepravy SKO

Technologie a kapacita zpracování SKO	Svozová oblast	Sběr a svoz	Překládka	Přeprava
Spalování Zařízení o kapacitě 100 – 300 tis. t/rok	450 – 1400 tis. obyvatel, <u>území kraje</u>	15 – 20 km/jízdu; 8 t/jízdu; 65 l nafty/100 km; 13 – 38 tis. jízdu/r; 195 – 760 tis. km/r; <u>130 – 500 tis. l/rok</u> 1,3 – 1,7 l/t	4 překládací stanice; 25 – 75 tis. t /stanici/rok; 1,8 l nafty/t; 45 – 135 tis. l/stanici/rok; <u>180 – 540 tis. l/spalovnu/rok</u> 1,8 l/t	40 – 80 km/jízdu; 20 t/jízdu; 50 l nafty/100 km; 5 – 15 tis. jízdu/r; 200 – 1200 tis. km/r; 100 – 600 tis. l/stanici/rok; 400 – 2400 tis. l/spalovnu/rok 4 – 8 l/t
Skládkování Zařízení o kapacitě 20 – 30 tis. t/rok	90 – 140 tis. obyvatel, <u>území okresu</u>	15 – 20 km/jízdu; 8 t/jízdu; 65 l nafty/100 km; 2,5 – 3,8 tis. jízdu/r; 38 – 76 tis. km/r; <u>25 – 50 tis. l/rok</u> 1,3 – 1,7 l/t	bez překládky	bez překládky

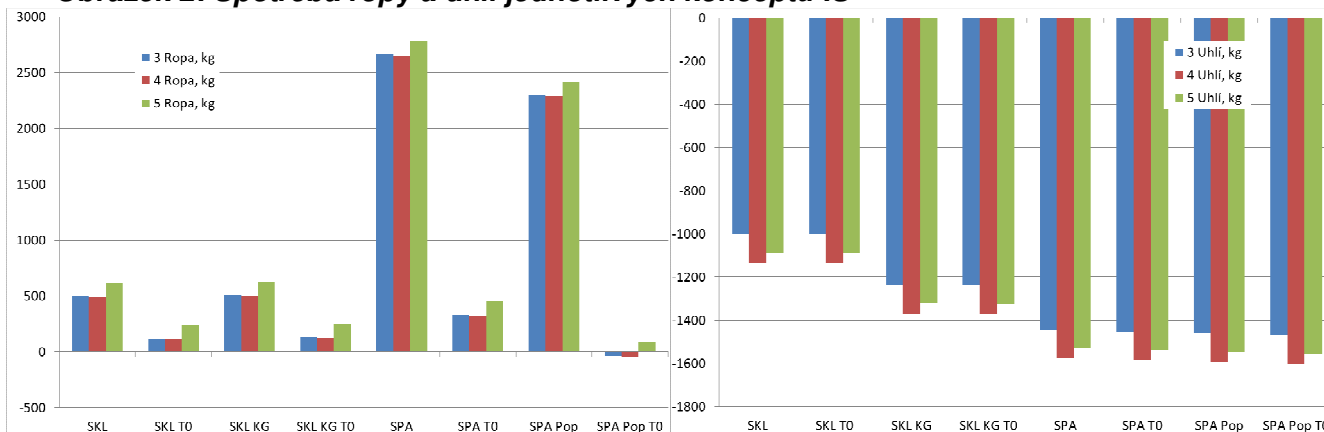
Zdroj: Sleeko, 2009

Výsledky materiálové náročnosti jednotlivých konceptů integrovaných systémů jsou znázorněny v následujících grafech. Jelikož emise z přepravy na různou vzdálenost mohou teoreticky představovat významný příspěvek k environmentálním dopadům a k surovinové náročnosti daného konceptu, určili jsme vliv konceptů se zahrnutím přepravy i s jejím vyloučením (T0). Vlivu přepravy se ještě budeme věnovat podrobněji v analýze citlivosti.

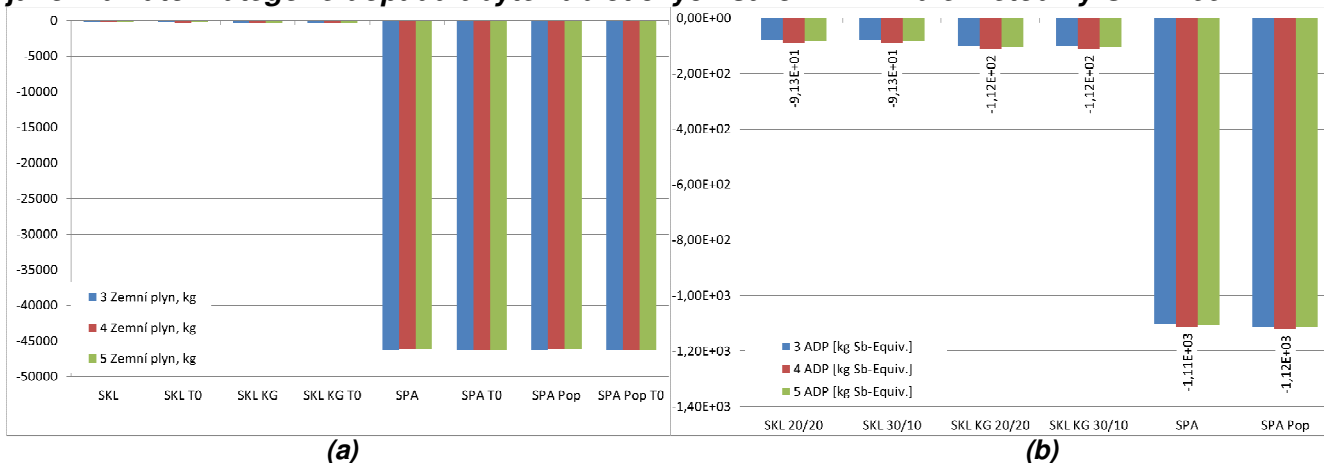
Označení konceptů v grafech je následující: SKL – skládkování bez využití skládkového plynu; SKL T0 – koncept IS skládkování bez kogenerace s vyloučením vlivu přepravy (svozu a transportu); SKL KG koncept IS skládkování s kogenerací; SPA – koncept IS spalování bez využití popelovin; SPA Pop – koncept IS spalování s využitím popelovin.

Není-li v grafech označeno u konceptu SKL procentuální množství úniku skládkového plynu či průsakových vod, jedná se o scénář 20/20. Barevně (a čísla 3,4,5) jsou v grafech odlišeny tří, čtyř a pětisložkové oddělené sběry. Záporné hodnoty spotřeby surovin znamenají, že daný systém v důsledku recyklace danou surovinu „produkuje“ – tedy šetří její spotřebu na výrobu jiných produktů. Obvykle se jedná o úspory surovin v důsledku získávání elektrické energie a tepla kogenerací. Zdánlivou nelogičnost záporných hodnot lze vysvětlit skutečností, že SKO je v modelech LCA považován jako vstup. Tudíž je i nositelem využitelných surovin či energií.

Obrázek 2: Spotřeba ropy a uhlí jednotlivých konceptů IS



Obrázek 3: a) Spotřeba zemního plynu jednotlivých konceptů IS; b) Spotřeba surovin vyjádřená jako indikátor kategorie dopadu úbytek abiotických surovin ADP dle metodiky CML 2001



Poznámka: V grafech uvedené číselné hodnoty odpovídají vždy prostřednímu sloupci z trojice, tedy 4 složkovému oddělenému sběru.

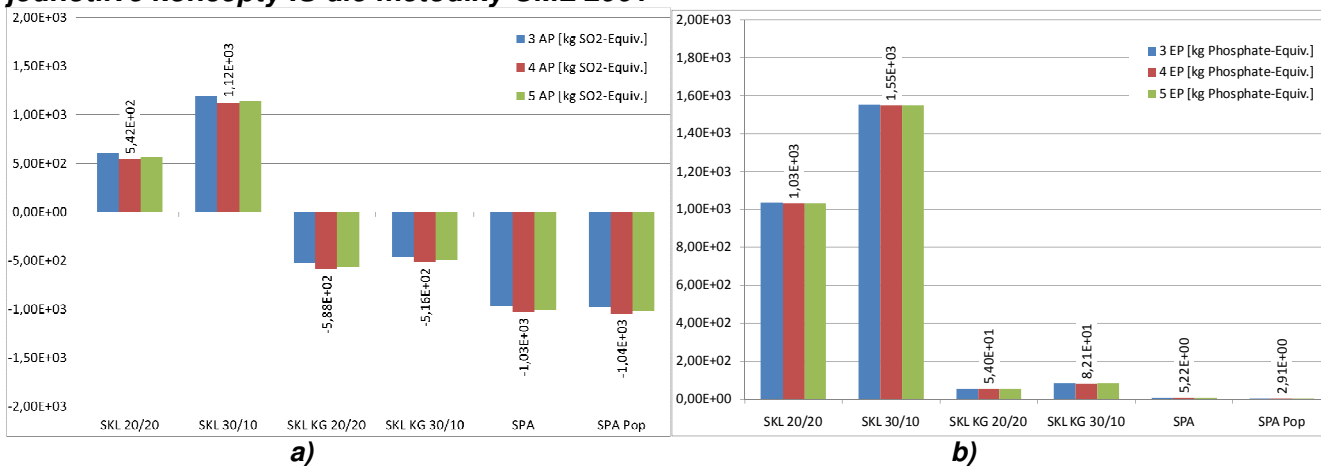
Vliv změny scénáře dopravy je patrný především u spotřeby ropy. U ostatních konceptů hraje minimální roli. V následujících grafech uvádíme již pouze srovnání environmentálních dopadů konceptů se započítáním dopravy a svozu. K vlivu dopravy na celkové hodnocení se vrátíme až závěrem článku při diskutování analýzy citlivosti na dopravní scénáře.

Z grafů je vidět, že všechny posuzované koncepty IS se v důsledku využívání odpadů jako surovin a také v důsledku recyklace jednotlivých odděleně sbíraných odpadů podílejí na surovinových úsporách – to je vyjádřeno zápornými hodnotami spotřeby surovin. Z tohoto pohledu tedy lze na nakládání s odpady pohlížet jako na získávání (úsporu) surovin. Ačkoli koncepty IS se skládkováním vykazují nejvyšší úspory ropy, u ostatních surovin jsou úspornější koncepty IS se spalováním.

Celkově největší úspory surovin, vyjádřené metodikou CML 2001 jako ADP (kg SB-Equiv.), vykazují IS se spalováním. Již zde si můžeme všimnout, že míra separace (tří, čtyř či pětisložkový sběr) má výrazně menší vliv na hodnocení konceptů IS ve srovnání s volbou IS (skládkování/spalování).

Nyní se věnujme konkrétním environmentálním dopadům konceptů IS. Metodika CML 2001 vyjadřuje environmentální dopady posuzovaných systémů pomocí přesně definovaných midpointových¹ kategorií dopadu. Výsledky charakterizace uvádíme v následujících grafech pro jednotlivé kategorie dopadu pomocí odpovídajících indikátorů kategorií dopadu. Samozřejmě, že by bylo možné prezentovat rozdíly mezi jednotlivými koncepty IS s ohledem na jednotlivé škodlivé látky (např. CO₂, SO₂, kovy atd.), množství grafů by však neúměrně narostlo, neboť sledovaných položek v našem modelu je cca 700. Agregace látek se stejnými environmentálními účinky do přesně definovaných kategorií dopadu umožňuje v LCA následující prezentaci právě jen pomocí několika kategorií dopadu.

Obrázek 4: Výsledky indikátoru kategorie dopadu a) acidifikace AP a b) eutrofizace EP pro jednotlivé koncepty IS dle metodiky CML 2001

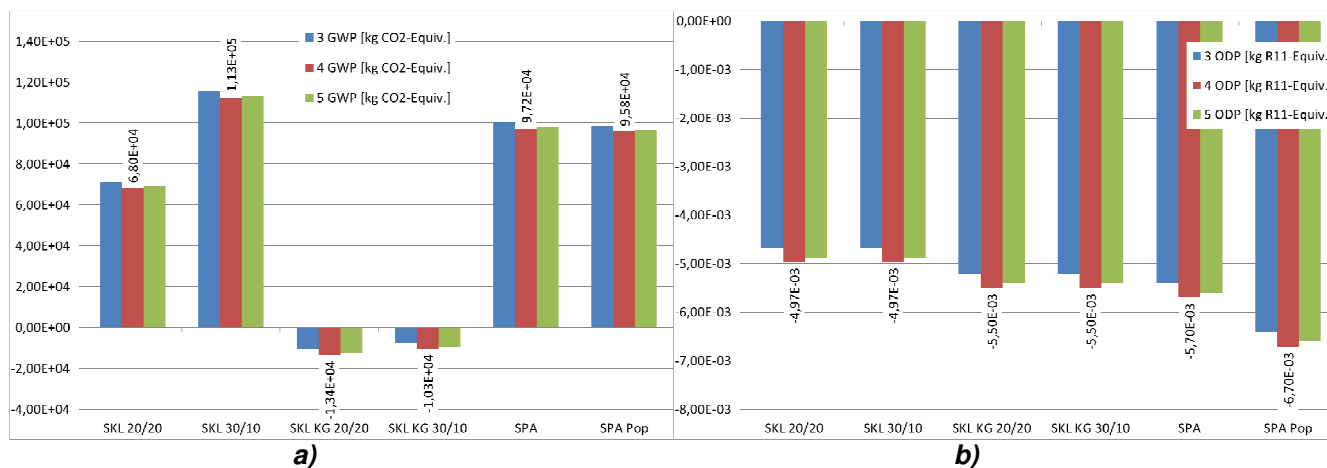


Pro kategorii dopadu acidifikace (obrázek 4a) představují nejvýznamnější přispěvatelé koncepty IS zahrnující skládkování, a to s i bez kogenerace. Koncept SKL s kogenerací je však již v záporných hodnotách, podílí se tedy na úsporách acidifikace. Zde hovoříme o tzv. odvrácených emisích, tedy emisích které v důsledku např. produkce elektrické energie kogenerací nebyly vypuštěny. Koncepty IS se skládkováním včetně kogenerace a koncepty IS se spalováním se díky produkci elektrické energie a recyklaci odděleně sbíraných odpadů, jejichž přínos byl zahrnut formou inverzních toků k procesu výroby elektrické energie v energetickém mixu ČR a k procesům výroby primárních materiálů (papír, plasty, sklo), mají naopak pozitivní vliv na acidifikaci právě tím, že elektrickou energii produkují. Jelikož je úspora acidifikujících látek v těchto konceptech IS vyšší než jejich dopady, mají tyto koncepty IS na acidifikaci zápornou (tedy pro prostředí přínosnou) bilanci. Nejmenší dopady na acidifikaci mají koncepty IS se spalováním.

¹ Midpointové kategorie dopadu vyjadřují míru potenciálního zásahu do prostředí na základě srovnání vlastností emitovaných látek, zatímco endpointové kategorie na základě pozorovaných projevů v prostředí.

Kategorie dopadu eutrofizace (**obrázek 4b**) je nejvíce zasažena koncepty IS zahrnujícími skládkování, a to zejména není-li zařazena kogenerace. Koncepty IS se spalováním jsou vůči eutrofizaci řádově šetrnější.

Obrázek 5: Výsledek indikátoru kategorie dopadu a) globální oteplování GWP a b) úbytek stratosférického ozónu ODP pro jednotlivé koncepty IS dle metodiky CML 2001



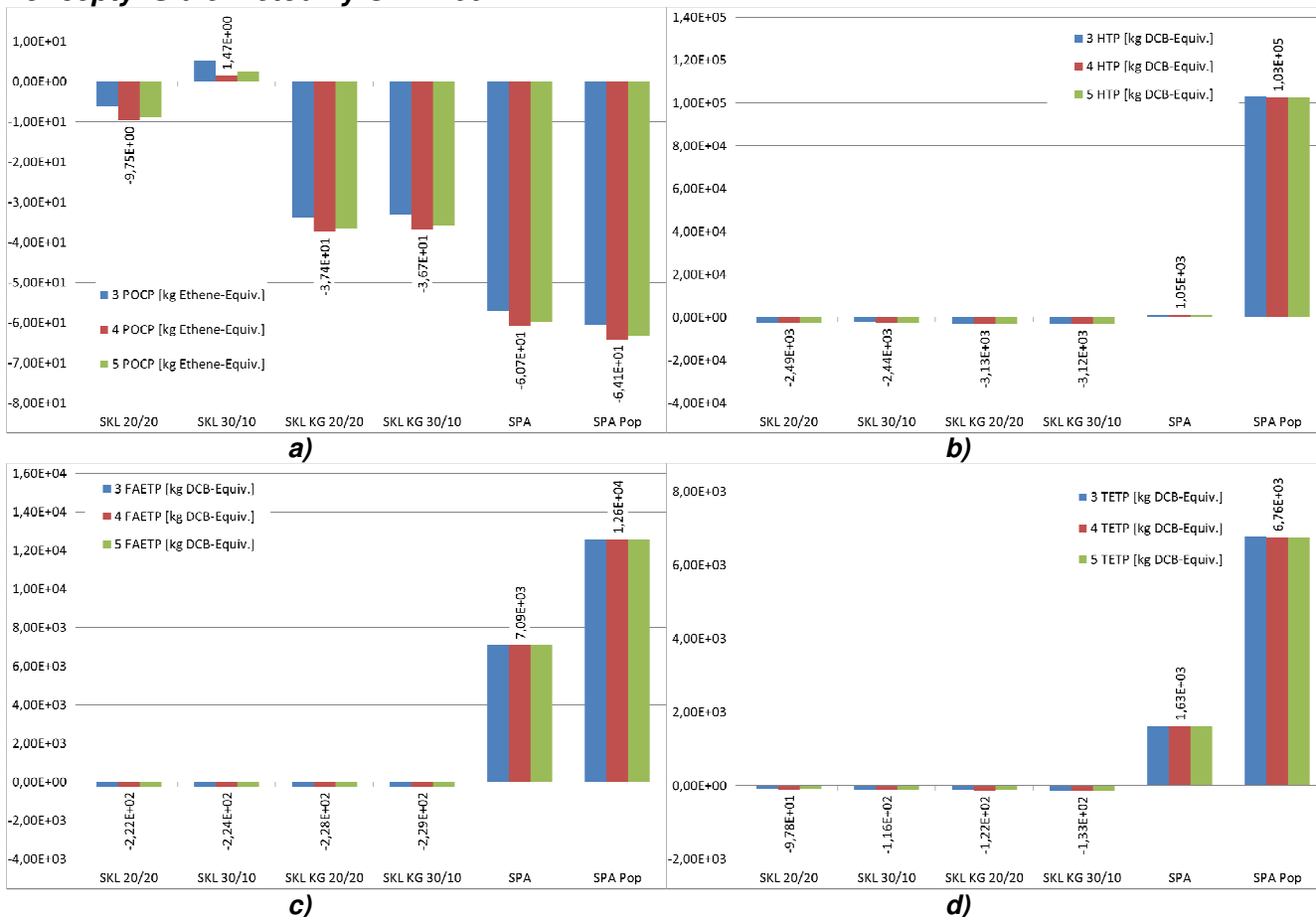
Poměrně vysoké dopady na globální oteplování (**obrázek 5a**) mají koncepty IS se spalováním, což není překvapením, neboť pro proces spalování se používá palivo, většinou na bázi fosilních paliv – zemní plyn, které je zdrojem CO₂ ve spalinách. Jelikož se dopady konceptů IS se skládkováním zdají z pohledu globálního oteplování jako šetrnější, je nutné připomenout, že se jedná o modelování konceptů se skládkováním, kde je do prostředí emitováno pouze 20 % skládkových plynů. V případě, že se do prostředí ze skládkového tělesa uvolňuje již 30 % emisí, jsou dopady na globální oteplování konceptů se skládkováním bez provozu kogenerace vyšší než u konceptů se spalováním. Účinnost jímání skládkového plynu (zejména hranice 20 – 30 %) je tedy významným faktorem ovlivňujícím, zda je koncept se skládkováním horší či lepší s ohledem na globální oteplování.

Dopady všech konceptů IS na kategorii dopadu úbytek stratosférického ozónu (**obrázek 5b**) jsou poměrně malé, tudíž tato kategorie dopadu nemá pro vzájemné porovnání IS reálný smysl. Také všechny posuzované koncepty IS nabývají záporné hodnoty, tedy dosahují úspor.

Kategorie dopadu vznik fotooxidantů (**obrázek 6a**) je nejsilněji vyvolávána emisemi z konceptů IS se skládkováním bez využití skládkového plynu. V případě zahrnutí kogenerace je situace řádově lepší. Koncepty IS se spalováním vykazují ovšem ještě nižší vliv na vznik fotooxidantů.

Interpretačně zajímavá je kategorie dopadu humánní toxicita a ekotoxicita (**obrázek 6b – d**). Uvedený graf jednoznačně ukazuje vyšší dopady konceptů IS se spalováním na tyto kategorie dopadu, a to zejména v případě využití popelovin.

Obrázek 6: Výsledek indikátoru kategorie dopadu a) tvorba fotooxidantů POCP, b) humánní toxicita HTP, c) sladkovodní ekotoxicita FAETP a d) terestrická ekotoxicita TETP pro jednotlivé koncepty IS dle metodiky CML 2001



Jak je možné, aby recyklace materiálu měla takto nepříznivý vliv? Je to způsobeno skutečností, že v popelovinách obsažené kovy se aplikací na povrch terénu mohou teoreticky uvolnit do ekosystému a potravním řetězcem se posléze dostat až k člověku. Pakliže není takovýto expoziční scénář přesněji modelován, poskytuje tento LCA výpočet hodnotu nejvíce nepříznivého scénáře.

Jelikož se však nejedná o reálný expoziční scénář (popeloviny ze spaloven se nesmějí volně ukládat na povrch terénu), lze tento výsledek pro praktické realizace odmítnout. Modelování toxicity (a ekotoxicity) v LCA je však dosud považováno za problematické. Kromě některých metodických nedostatků se především jedná o problém srovnávání globálních kategorií dopadu (globální oteplování, ozónová díra...) s lokálními kategoriemi, jako jsou právě toxicita a ekotoxicita.

Největším problémem pro naše srovnání skládek a spaloven pomocí LCA je ovšem rozdíl v dostupných datech vypouštěných emisí. V emisích ze spaloven je sledován značný rozsah látek, jenž je u skládek výrazně nižší. Jelikož naším cílem bylo namodelovat maximální možné množství dostupných dat, provedli jsme naše výpočty se zahrnutím všech emisí monitorovaných spalovnami. U skládek se ovšem jednalo o výrazně menší množství dat.

Tento rozpor vychází z rozdílných požadavků kladených na sledování emisí z různých zařízení. Dopady provozu skládek na humánní toxicitu, tak jak jsou prezentovány v předchozím grafu, považujeme tedy za značně podhodnocené. Pro kvalitní zhodnocení environmentálních dopadů toxických emisí ze skládek a ze spaloven by bylo nutné provést detailní monitoring a zjištěná data použít pro úpravu LCA výpočtů. Vhodné sady dat však dosud nemáme k dispozici.

3.2 Celkové porovnání normalizovaných výsledků

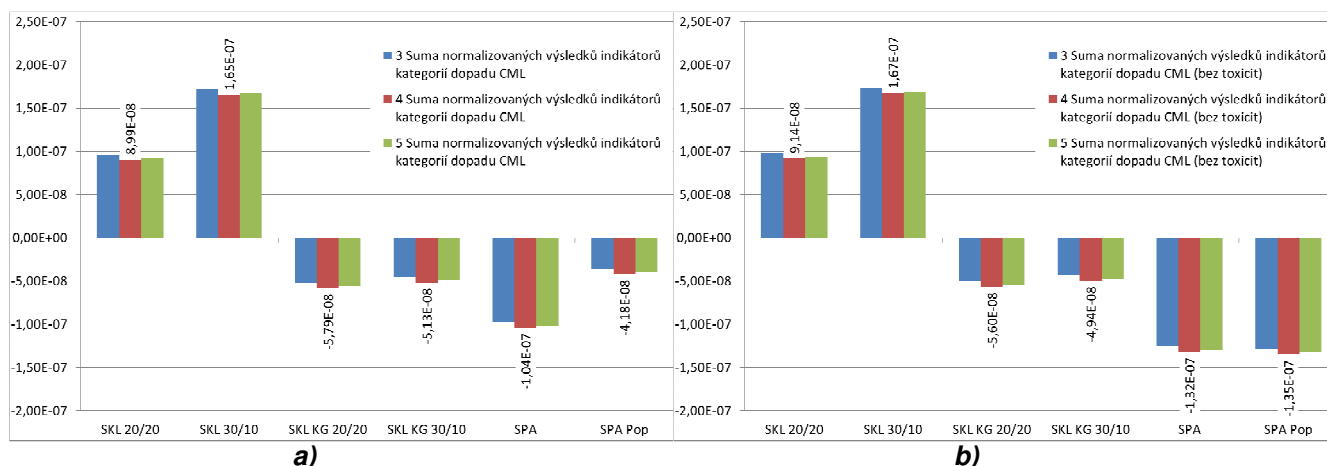
Jak z jednotlivých výše uvedených grafů vyplývá, jsou různé kategorie dopadu různě zasaženy posuzovanými koncepty IS nakládání s SKO. Je tedy nasnadě otázka, který koncept je lepší s ohledem na všechny kategorie dopadu současně.

LCA umožňuje aproximovat odpověď na tuto otázku pomocí tzv. normalizace výsledků indikátorů kategorií dopadu. Pro náš projekt jsme zvolili externí normalizaci s použitím referenčních výsledků indikátorů kategorií dopadu pro země Evropské Unie (27 zemí) definované pro metodiku CML 2001. Normalizované výsledky indikátorů kategorií dopadu je pak s vědomím určitého zjednodušení možné sečíst a prezentovat jako souborný environmentální dopad.

Sumy normalizovaných výsledků indikátorů všech kategorií dopadu jsou uvedeny v následujících grafech. Jelikož je zahrnutí kategorií dopadu toxicita a ekotoxicita problematické (viz výše), prezentujeme zde sumu normalizovaných výsledků ve dvou variantách: s kategoriemi humánní toxicita a ekotoxicita (**obrázek 7a**) a bez těchto kategorií (**obrázek 7b**).

Sumárně největší environmentální dopady má koncept IS se skládkováním bez kogenerace. Uvažujeme-li kategorie dopadu toxicita a ekotoxicita, pak je na druhém místě koncept se spalováním a umístěním popelovin na povrch terénu. V případě, že v našem modelování tyto kategorie dopadu vyloučíme (což je vzhledem k výše uvedenému vhodné), umístí se na druhém nejméně environmentálně šetrném místě koncept se skládkováním včetně kogenerace. V takovém případě vychází spalování SKO v podmínkách České republiky jako nejméně environmentálně škodlivé.

Obrázek 7: a) Suma normalizovaných výsledků indikátorů kategorií dopadu pro jednotlivé koncepty IS dle metodiky CML 2001; b) Suma normalizovaných výsledků indikátorů kategorií dopadu (bez kategorií dopadu humánní toxicita, sladkovodní a terestrická ekotoxicita)



3.3 Kolik složek tedy třídít?

Uvedené grafy umožňují srovnání různých variant separace druhotných surovin. Můžeme tedy na základě zjištěných hodnot zhodnotit, zda je environmentálně šetrnější třídít 3, 4 nebo 5 složek. Vzhledem ke stávajícím vzdálenostem svozu, emisím látek z dopravních prostředků, náročnosti překládek a separace, vstupům a výstupům při zpracování biosložky a dalším faktorům lze dojít k závěru, že za současných podmínek je environmentálně vhodnější třídít 4 složky komunálního odpadu. Třídění 5 složek odpadu bude přinášet mírně vyšší environmentální dopady. Pro výběr té či oné varianty by tedy bylo zvolit jiné než environmentální hledisko. Větší vliv na výsledné environmentální dopady konceptů IS než volba 3, 4 nebo 5 složek má volba konceptu IS, tedy zda se jedná o skládkování nebo spalování.

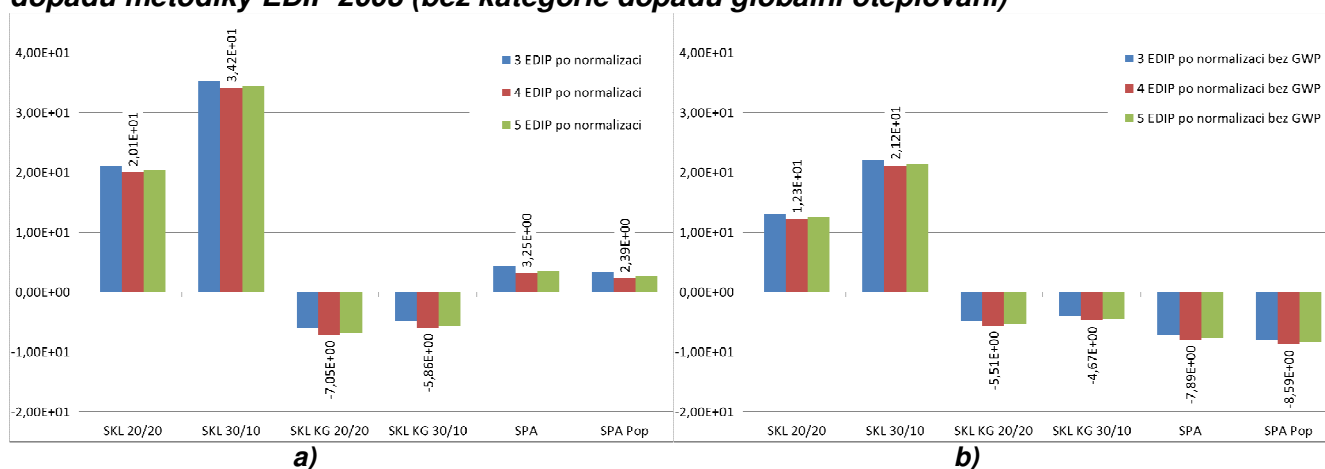
3.4 Analýza citlivosti na volbu charakterizační metodiky

Analýzu citlivosti na volbu charakterizační metody LCIA jsme provedli provedením charakterizace s použitím metodiky EDIP 2003, a to srovnáním agregovaných normalizovaných výsledků indikátorů kategorií dopadu obdobně jako u metodiky CML 2001.

Obě použité metodiky LCIA shodně označily za koncepty IS s největšími environmentálními dopady koncepty IS se skládkováním bez využití skládkového plynu. Na rozdíl od metodiky CML však EDIP 2003 hodnotí koncepty IS se skládkováním s využitím skládkového plynu jako šetrnější ve srovnání s koncepty IS se spalováním.

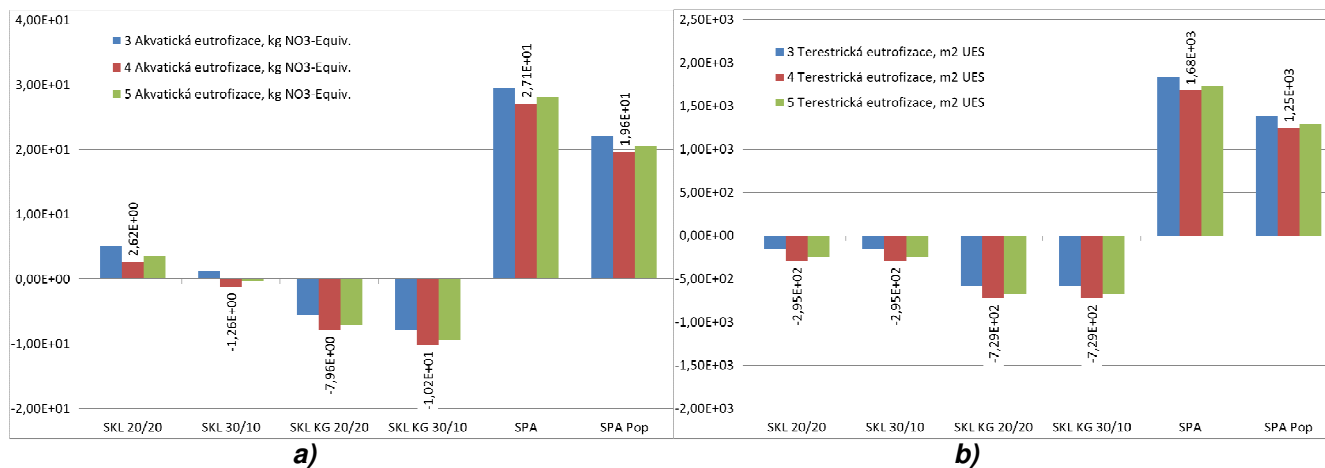
Při hledání odpovědi na otázku, která kategorie dopadu je tím činitelem vyvolávajícím rozdíly mezi výsledky metodik CML 2001 a EDIP 2003, jsme zjistili, že to je globální oteplování. EDIP 2003 této kategorii dopadu přikládá větší význam ve srovnání s ostatními kategoriemi dopadu, než jak to činí metodika CML 2001. Tento jev ilustruje následující obrázek sumy normalizovaných výsledků indikátorů kategorií dopadu metodiky EDIP 2003.

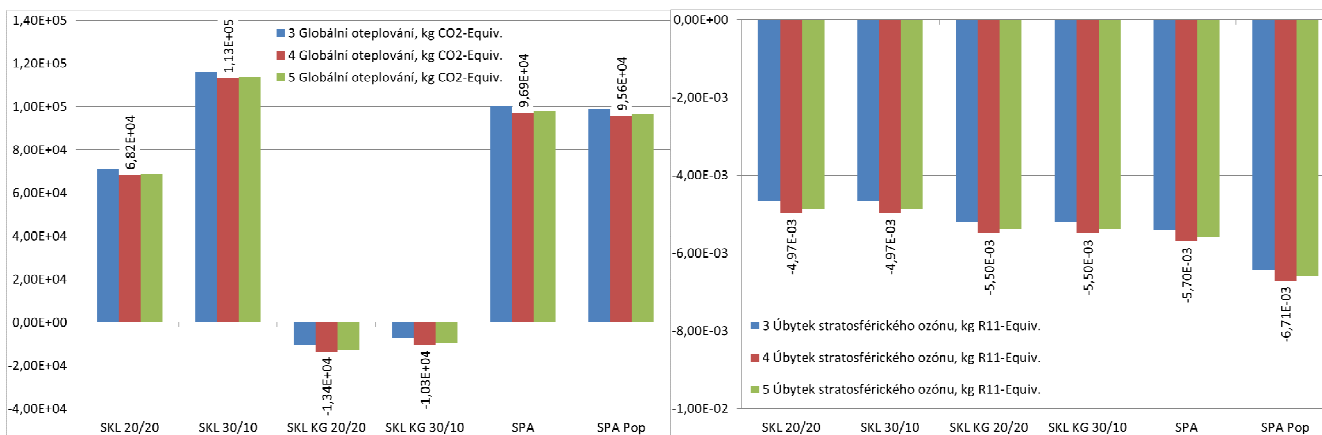
Obrázek 6: a) *Suma normalizovaných výsledků indikátorů kategorií dopadu pro jednotlivé koncepty IS dle metodiky EDIP 2003; b) Suma normalizovaných výsledků indikátorů kategorií dopadu metodiky EDIP 2003 (bez kategorie dopadu globální oteplování)*



V následujících grafech prezentujeme dopady jednotlivých konceptů IS na kategorie dopadu metodiky EDIP 2003.

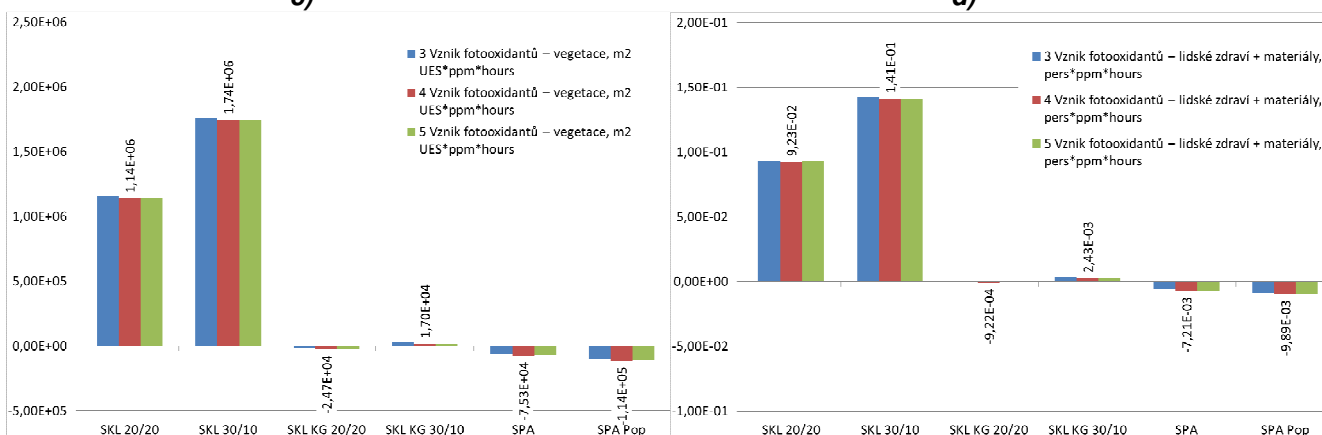
Obrázek 9: *Výsledky indikátorů kategorií dopadu metodiky EDIP 2003: a) akvatická eutrofizace; b) terestrická eutrofizace; c) globální oteplování; d) úbytek stratosférického ozónu; e) vznik fotooxidantů působících na vegetaci; f) vznik fotooxidantů působících na lidské zdraví a kvalitu materiálů; g) acidifikace*





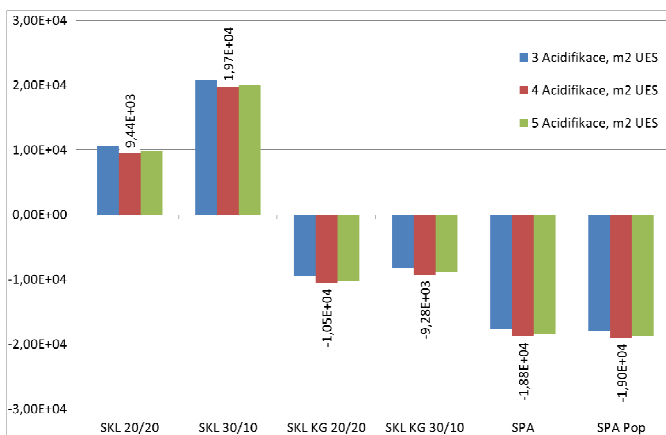
c)

d)



e)

f)



g)

3.5 Analýza citlivosti na svozovou vzdálenost a emise z dopravy

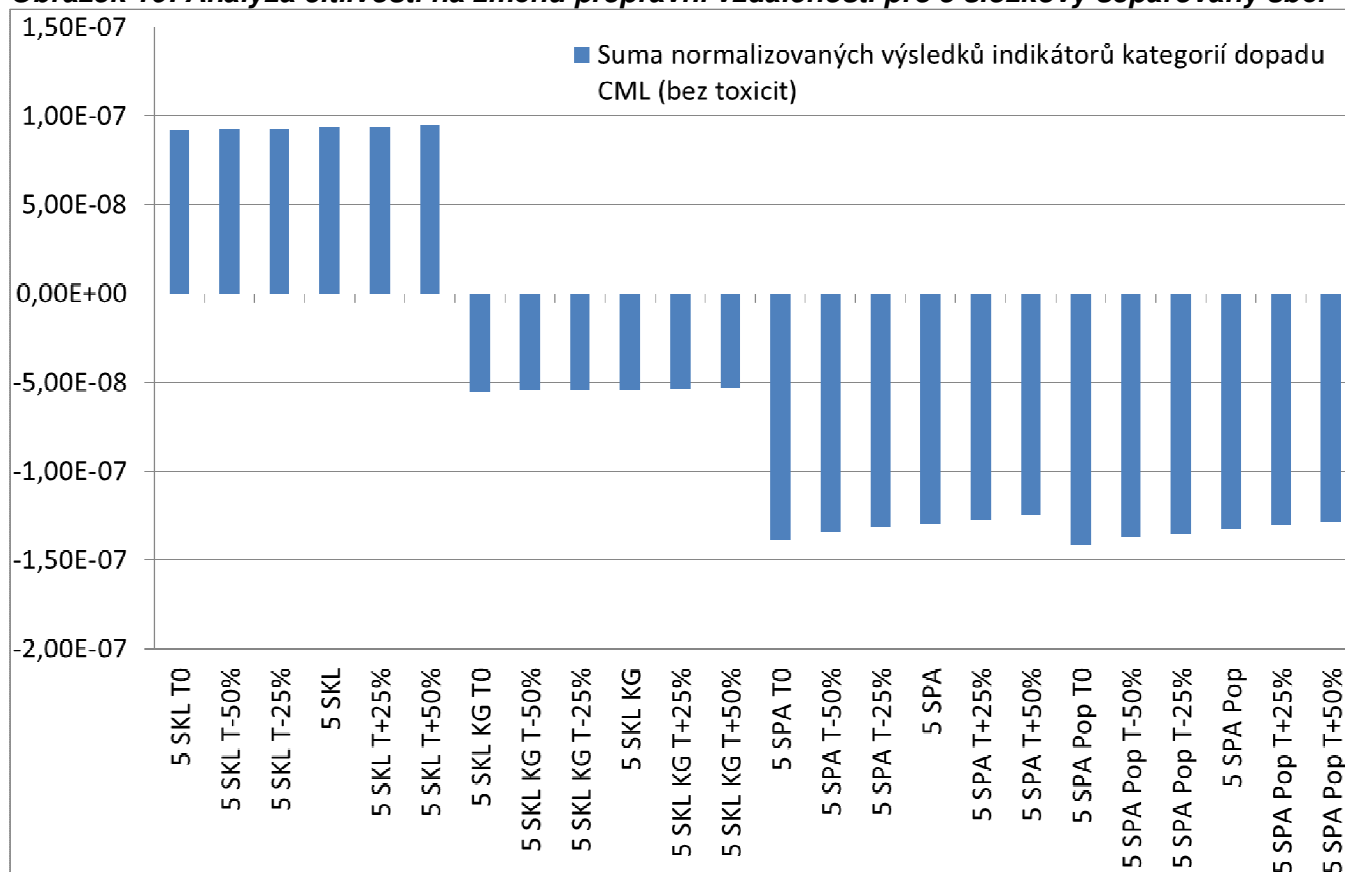
Vliv vzdálenosti, kterou musí svozová vozidla urazit při převážení odpadů, na celkové množství emisí a tedy na zasažení jednotlivých kategorií dopadu, jsme testovali analýzou citlivosti. Uvažovali jsme výše popsané koncepty IS se započtenou skutečnou vzdáleností a dále hypoteticky nulovou vzdáleností (T0), vzdáleností o 50 % kratší než je vzdálenost skutečná (T-50%), vzdáleností o 25 % kratší, než je skutečná (T-25%) a vzdáleností o 25 % a 50 % delší (T+25%, resp. T+50%).

Toto jsme provedli pro 3, 4 i 5 složkový separovaný sběr. Změny v environmentálních dopadech při změnách vzdálenosti nepřekročily významné hodnoty. V případě standardizovaných přepravních

vzdáleností a spotřeby pohonných hmot je souhrnný environmentální dopad způsobený sběrem, svozem a přepravou SKO v případě výše uvedených posuzovaných konceptů IS v rozmezí od 1 – 20 %. Vyšší podíl na výsledných environmentálních dopadech měla doprava v případě konceptů se spalováním, což vychází z průměrně vyšších vzdáleností na svoz.

V žádném z testovaných scénářů však neměla doprava zásadní vliv na pořadí jednotlivých konceptů IS, co se jejich environmentálních dopadů týče. Graficky prezentujeme výstupy analýzy citlivosti na přepravní vzdálenost pouze pro 5 složkový separovaný sběr.

Obrázek 10: Analýza citlivosti na změnu přepravní vzdálenosti pro 5 složkový separovaný sběr



Z analýzy citlivosti na změnu přepravních vzdáleností vychází rozpětí variačního koeficientu v rozmezí 0,58 až 8,31 %. To znamená, že rozsah změny o 100 % (-50 až +50 %) má za výsledek změnu celkových dopadů maximálně 8,31 % v případě konceptu IS se spalováním s využitím popelovin.

Nejvyšší odchylky dosahuje koncept IS spalování s využitím popelovin. K nejnižším odchylkám dochází v případě konceptů IS se skládkováním proto, že v porovnání s ostatními koncepty mají nejkratší přepravní vzdálenosti. Naopak k nejvyšším odchylkám dochází v případě konceptů IS se spalováním, protože přepravní vzdálenosti jsou zde nejdelší a environmentální dopady samotných technologií (spalování) relativně malé.

3.6 Omezení studií LCA v odpadovém hospodářství

Metoda LCA vyvolává někdy až nadměrná očekávání. Její komplexnost (a komplikovanost) toto podporuje. Jako každá metoda má však své výhody i nevýhody. Zájemce po podrobný obecný rozbor problematiky odkazujeme na výbornou publikaci Ekvalla *et al*⁷. Další informace o aplikaci LCA v odpadovém hospodářství lze získat například v těchto publikacích^{8,9,10,11}.

V následujících odstavcích bychom rádi popsali klady a zápory praktické aplikace LCA na odpadové hospodářství v ČR. V průběhu řešení projektu jsme identifikovali některé skutečnosti komplikující jednoznačnou aplikaci metody LCA na odpadové hospodářství. Komplikovaná byla především fáze sběru dat a následně otázka relevance získaných dat. U dat vznikly tyto specifické problémy:

- a) Časově velmi náročná fáze, potřeba opětovných dialogů s poskytovateli dat, nemožnost ověření kvality poskytnutých dat.
- b) Nedostatek relevantních dat pro všechny potřebné procesy – tyto procesy musely být modelovány na základě dat z literatury, nebo expertních odhadů. Jde zejména o data ohledně úniku skládkového plynu, úniku průsakových vod ze skládek, působení výrobku z popelovin v prostředí, procesy oprav/úprav zařízení atd.
- c) Nemožnost ohodnotit dopady působení odpadu, který zůstává v prostředí v případě skládkování. Pro tento specifický problém nebyla ani v zahraničí zatím vyvinuta metodika.
- d) Korektnost srovnání dopadů provozu různých zařízení – zde dochází k problému, kdy skládky mají ze zákona povinnost měřit méně znečišťujících látek, než je tomu u spaloven. Proto jsou environmentální dopady zejména IS se skládkováním podhodnocovány. Tento problém neřeší ani IPPC. Zařízení dle IPPC monitorují pouze omezený počet výstupů do životního prostředí. Pro komplexní LCA jsou však nutné i informace o vstupech, které IPPC nezohledňuje.
- e) Důležitým předpokladem je skutečnost, že celá studie byla řešena s využitím modelování současného energetického mixu pro ČR (emisí spojených s výrobou elektřiny). V případě, že způsob výroby elektřiny dozná výrazných změn, bude to mít vliv na výsledné posouzení.
- f) Při optimalizaci odděleného sběru jsme neuvažovali oddělený sběr nápojových kartonů, i když v praxi se v některých lokalitách již provádí. Důvodem je nedostatek relevantních dat z praxe.
- g) Při posuzování jsme vycházeli z toho, že všechny posuzované technologie splňují BAT a z předpokladu plné funkčnosti a bezproblémových toků všech výstupů technologií.

Využití komerčně dostupných databází pro studie LCA se v současné době potýká zejména s těmito problémy:

- a) Neúplnost databází – databáze nemůžou být nikdy úplné a detailní pro všechny regiony. Je nutné počítat se site-specific studiemi LCA. Generalizace v oboru odpadového hospodářství může být zavádějící.
- b) Neexistence dat a namodelovaných procesů pro ČR, tedy potřeba kombinace z různých geografických území.
- c) Výběr metodik k hodnocení environmentálních dopadů (LCIA). Zde mohou různé metodiky LCIA poskytnout na základě stejných inventarizačních dat rozdílné výsledky. Je třeba s tímto počítat a provádět kalkulace více metodikami LCIA. Do této skupiny problémů řadíme i problematické srovnávání globálních a lokálních kategorií dopadu – zejména normalizovaných hodnot.
- d) Data pro normalizaci jsou k dispozici na úrovni Evropské unie (a i některých států EU) – nikoli však pro ČR. Bylo by vhodné získat podklady pro lokalizovanou normalizaci v ČR. Podobně jako mají v Nizozemsku, Belgii, Německu a jinde. To by bylo vhodné téma pro další výzkum.

4. Závěry

Srovnání IS skládkování s využitím skládkového plynu a IS se spalováním na základě environmentálních hledisek není jednoznačné, i když s ohledem na výše zmíněné výsledky vychází spalování v podmínkách ČR jako environmentálně šetrnější.

Jelikož však dostupná inventarizační data byla pouze v horizontu jednoho roku provozu hodnocených zařízení, nebyly do environmentálních dopadů IS se skládkováním zahrnuty budoucí dopady spojené s provozem skládek, jejich případnou rekultivací či dopady spojené s uvolněním ve skládkách přítomných škodlivých látek.

Zatímco nepříznivé dopady emisí z IS se spalováním jsou započteny již v době odstranění odpadů, u IS se skládkováním je třeba počítat s jejich budoucími dopady. Zde publikované environmentální dopady IS se skládkováním je tedy nutno chápat jako podhodnocené.

Dalším důležitým aspektem je to, že únik emisí do ovzduší a únik průsakových vod z tělesa skládky je zvolen na základě zahraničních studií, protože tyto faktory nejsou v ČR dostatečně známy. V případě, že únik emisí a průsakových vod by byl v realitě vyšší, zvýší se také nepříznivé dopady IS se skládkováním.

Porovnání environmentálních dopadů IS se skládkováním včetně využití skládkového plynu a IS se spalováním by mělo být zpracováno s použitím detailní dlouhodobé inventarizace zahrnující i uzavření skládkového tělesa a jeho následné environmentální aspekty.

Rozdíl mezi emisními scénáři v případě IS skládkování bez využití skládkového plynu je v rozmezí 0 až 32 %. V případě IS skládkování s kogenerací skládkového plynu je rozdíl hodnot v jednotlivých kategoriích dopadu 0 až 65 %. Je to velmi důležitý aspekt, který má velký vliv na výsledky dopadů konceptů IS se skládkováním.

Sběr, svoz a přeprava SKO do zařízení nemá významný vliv na výsledky dopadů.

V případě zásadní změny složení SKO je třeba námi prezentované výsledky chápat jako orientační. Pro objektivní zhodnocení volby mezi IS nebo koncepty IS bude vhodné zahrnout i další než pouze environmentální hlediska. Výsledky námi zpracované studie LCA jsou v souladu s výsledky a trendy zahraničních studií.

Mezi významné závěry z řešení projektu patří také zkušenost s centrálními poskytovateli dat typu CENIA, CeHO, IRZ. Zjistili jsme že tyto zdroje dat neposkytují dostatečné množství informací pro komplexní LCA analýzy. Tyto informační zdroje jsou především zaměřeny na „emisní“ stránku, a to ještě v omezeném měřítku a ne z pohledu LCA systematicky.

Nedostatečnou „systematičností“ máme na mysli situaci, kdy dle platných legislativních požadavků musí provozovatelé určitých zařízení monitorovat určité látky a provozovatelé jiných zařízení zase jiné látky a dále skutečnost, že tyto zdroje neposkytují emisní data ve vztahu k produkci (výrobkům) daného zařízení. Většinou se jedná o množství emisí za určité období či o okamžité koncentrace. Taková data ovšem nejsou pro LCA vždy dostatečná. Jestliže se pak snažíme vzájemně porovnávat environmentální dopady různých typů zařízení, nejsou v praxi dostupná srovnatelná data a to značně komplikuje výsledné hodnocení.

Environmentální dopady jednotlivých zařízení nejsou z pohledu LCA určeny pouze vypouštěnými emisemi, ale i zprostředkovanými emisemi, jež se do prostředí uvolnily při „up-stream“ procesech výroby vstupních surovin a materiálů do daného zařízení. Bylo by vhodné toto zohlednit při rozvoji zmíněných informačních zdrojů.

Bylo by určitě zajímavé porovnat námi namodelované scénáře nakládání s komunálními odpady s reálnou praxí v ČR. Námi vytvořený LCA model by po zadání kompletní sady reálných dat z ČR toto umožňoval. Získání reálných dat z většiny zařízení podílejících se na nakládání s odpady provozovanými v ČR již ovšem bylo nad rámec našeho projektu, zadaného jako výzkumný projekt Ministerstva školství mládeže a tělovýchovy.

Kdyby se například na sběru dat pro komplexní LCA posouzení nakládání s odpady podílela státní správa, např. MŽP, a vyžádala si od provozovatelů všechna relevantní data, bylo by možné vytvořit takový model, který by umožňoval srovnávat environmentální dopady daných systémů či jejich možných variant ve vztahu k cílům environmentální politiky, resp. k mezinárodním závazkům ČR. Jelikož jsme neměli dostatečný vliv na provozovatele zařízení, nemohli jsme úplná data z ČR získat. Námi získaná data považujeme však za dostatečně reprezentativní pro ukázkou, jak může být metoda LCA použita v odpadovém hospodářství a pro demonstraci trendů environmentálních dopadů různých konceptů nakládání s komunálními odpady. Námi vytvořené modely mohou však velmi dobře sloužit pro regionální politiku nakládání s komunálními odpady.

5. Seznam symbolů a zkratk

ADP	potenciál úbytku abiotických surovin;
AP	potenciál acidifikace;
CML 2001	metodika hodnocení dopadů životního cyklu Centra životního prostředí univerzity v Leidenu, Nizozemí;
DCB	dichlorbenzen;
EDIP	Dánská metodika metodika hodnocení dopadů životního cyklu (angl. environmental assessment of industrial products);
EP	potenciál eutrofizace;
FAETP	potenciál sladkovodní ekotoxicity;

GaBi	software po posuzování životního cyklu;
GWP	potenciál globálního oteplování;
HTP	potenciál humánní toxicity;
IS	integrovaný systém nakládání s odpady;
KO	komunální odpad;
LCA	posuzování životního cyklu;
m2UES	m ² unprotected ecosystem (jednotka metodiky EDIP 2003);
ODP	potenciál úbytku stratosférického ozónu;
POCP	potenciál vzniku přízemního ozónu;
SKL	koncept IS skládkování bez kogenerací;
SKL T0	koncept IS skládkování bez kogenerací s teoretickou nulovou svozovou vzdáleností;
SKL KG	koncept IS skládkování s kogenerací; SPA – koncept IS spalování bez využití popelovin;
SKL KG T0	koncept IS skládkování s kogenerací; SPA – koncept IS spalování bez využití popelovin s teoretickou nulovou svozovou vzdáleností;
SKO	směsný komunální odpad;
SPA	koncept IS spalování;
SPA T0	koncept IS spalování s teoretickou nulovou svozovou vzdáleností;
SPA Pop	koncept IS spalování s využitím popelovin;
SPA Pop T0	koncept IS spalování s využitím popelovin s teoretickou nulovou svozovou vzdáleností;
TETP	potenciál půdní ekotoxicity.

Poděkování

Naše poděkování patří všem provozovatelům, kteří nám poskytli detailní provozní i ekonomická data. Kromě těch, kteří si nepřáli být ve výstupech z projektu jmenování se jedná o Ing. P. Nováka (TERMIZO, a. s.). Je nutno zmínit, že tato data jsou pro projekt stěžejní a bez těchto dat, by projekt nebyl úspěšný.

Práce vznikla s finanční podporou Ministerstva školství, mládeže a tělovýchovy projektu 2B06121 z fondu NPVII „Koncepty integrovaných systémů pro optimalizaci nakládání se směsnými komunálními odpady preferující moderní principy EU a jejich posouzení metodou LCA“.

6. Literatura

- [1] Kočí, V., Krečmerová, T.: LCA integrovaných systémů nakládání se směsnými komunálními odpady v České republice. WASTE FORUM – recenzovaný časopis pro výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství 2010/1 České ekologické manažerské centrum 2010, Praha, ISSN: 1804-0195, str. 4 – 17.
- [2] Krečmerová, T., Kočí, V., Kotoulová, Z.: Využití LCA k posouzení vlivu rozsahu sběru využitelných složek komunálních odpadů s ohledem na způsoby nakládání se směsným komunálním odpadem. WASTE FORUM – recenzovaný časopis pro výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství 2010/2 České ekologické manažerské centrum 2010, Praha, ISSN: 1804-0195, str. 92 – 109.
- [3] Koncepty integrovaných systémů pro optimalizaci nakládání se směsnými komunálními odpady preferující moderní principy EU a jejich posouzení metodou LCA, výzkumný projekt 2B06121 MŠMT, ETC Consulting Group s.r.o., VŠCHT, Praha, 2009
- [4] Bjarnadóttir, H.J., Friðriksson, G.B., Johnsen, T., Sletsen, H.: Guidelines for the use of LCA in the waste management sector. project number: NT TECHN REPORT 517, NORDTEST Espoo 2002.
- [5] den Boer, J., den Boer, E., Jager, J.: Waste management planning and its environmental sustainability assessment. TU Darmstadt, Německo, 2005.
- [6] Kočí, V.: Posuzování životního cyklu – Life Cycle Assessment – LCA. Ekomonitor, Chrudim 2009, ISBN 978-80-86832-42-5. str. 263.
- [7] Ekvall T., Asséfa G., Bjorklund A., Eriksson O. a Finnveden G. (2007): What life-cycle assessment does and not do in assessments of waste management, Waste Management 27 (2007) 989-996.
- [8] Barton JR, Dalley D, Patel VS (1996) Life-cycle assessment for waste management. Waste Manag 16:35 – 50
- [9] Diaz R, Warith M (2006) Life-cycle assessment of municipal solid wastes: development of the WASTED model. Waste Manag 26:886 – 901

- [10] Cadena E, Colón J, Artola A, Sánchez A, Font X (2009) Environmental impact of two aerobic composting technologies using life-cycle assessment. *Int J Life-cycle Assess* 14:401 – 410
- [11] Finnveden G (1999) Methodological aspects of life-cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resour Conserv and Recycl* 26:173 – 187
- [12] Finnveden G, Björklund A, Moberg Å, Ekxall T (2007) Environmental and economic assessment methods for waste management decision-support: possibilities and limitations. *Waste Manag and Res* 25:263 – 269
- [13] Wittmaier M, Langer, S, Sawilla B (2009) Possibilities and limitations of life-cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems – Applied examples for a region in Northern Germany. *Waste Manag* 29:1732 – 1738

Concepts of Integrated Systems of Mixed Communal Waste Management in Czech Republic from the Point of View of LCA

Vladimír Kočří^a, Tatiana Krečmerová^b, Zdenka Kotoulová^c

^a Institute of Chemical Technology, Technická 5, 166 28 Prague 6, Czech Republic, e-mail: Vladimír.Koci@vscht.cz

^b ETC Consulting Group s.r.o., Kunešova 18, 130 00 Prague 3, Czech Republic, e-mail: krecmerova@etc-consulting.cz

^c Ing. Zdenka Kotoulová – SLEEKO, Dětská 288/1915, 100 00 Prague 10, Czech Republic, e-mail: kotoulova@quick.cz

Summary:

The article briefly summarizes the results of the LCA comparison of the concepts of integrated systems for mixed municipal waste management in the conditions of the Czech Republic. The concepts of integrated systems with the separate collection of three-components, four-components, five-components have been assessed.

In the case of the concepts with landfilling, two scenarios have been considered – with/without the recovery of collected landfill gas and in the case of the concepts with incineration – with/without slag recovery.

The sensitivity analysis for transport distances is presented in the article. The conclusion of the article is the statement, that bigger effect on final environmental impact of mixed municipal waste management has the choice of main technology (landfilling or incineration) than the number of separated components.

Key words: separate collection, municipal waste, life cycle assessment, LCA, integrated system of mixed municipal waste management, environmental impact, MMW

Štruktúra zloženia komunálneho odpadu vo vidieckej zástavbe

Peter KAUFMAN, Anna BÁREKOVÁ

Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Fakulta záhradníctva a krajinného inžinierstva, Katedra krajinného plánovania a pozemkových úprav, Hospodárska 7, 949 76 Nitra, e-mail: kaufman.peter@gmail.com, anna.barekova@uniag.sk

Súhrn

Pre návrh efektívnych systémov separovaného zberu a zhodnocovacích zariadení (kapacitne, či logisticky) je nevyhnutné poznanie zloženia reálne vyprodukovaného komunálneho odpadu (KO). Poznáme niekoľko metód pre analýzu zloženia KO, v našej krajine však žiadna z nich nie je štandardizovaná. Základnými cieľmi našej analýzy je kvantifikovanie jednotlivých zložiek komunálneho odpadu a tiež poznanie štruktúry zloženia odpadov z obalov v ňom. Pre výskum sme si preto zvolili metodiku podľa Kotoulovej (2001). Na základe vykonaných analýz v kalendárnom roku 2009 môžeme konštatovať zloženie KO pre obec s vidieckou zástavbou, kde odpady z obalov tvoria pätinu skládkovaného odpadu. Sitovou analýzou sa nám tak podarilo zistiť relevantné zastúpenie odpadov z obalov v KO, ako aj štruktúru týchto odpadov. Výskum preto bude pokračovať s použitím rovnakej metodiky a odpad bude analyzovaný aj v nasledujúcom roku. Ďalšou fázou výskumu bude následné porovnanie výsledkov ako aj zisťovanie trendov vo vývoji zloženia KO.

Kľúčové slová: zloženie KO, analýza, odpady z obalov

Úvod

Pre návrh efektívnych systémov separovaného zberu a zhodnocovacích zariadení (kapacitne, či logisticky) je nevyhnutné poznanie zloženia reálne vyprodukovaného komunálneho odpadu (KO). Pre tieto účely však v súčasnosti nie je štandardizovaná metodika, na celonárodnej, či celoeurópskej úrovni, ktorá by generovala požadované údaje. Hľadanie pružných spôsobov analýz KO, aplikovateľných pre rôzne prúdy odpadového hospodárstva sa tak stáva jedným z cieľov našej práce. Zároveň sa pokúšame zamerať na fenomén súčasných komunálnych odpadov, a síce odpady z obalov. V poslednom kalendárnom roku sme vykonali štyri analýzy a to pre každé ročné obdobie. Na základe týchto výsledkov (publikovaných v predošlých číslach) sme zistili zloženie KO reprezentujúce jeden kalendárny rok, pričom sme sledovali aj vývoj zastúpenia jednotlivých komodít počas roka. Tieto výsledky budeme ďalej porovnávať s analýzami z predošlých rokov a pozorovať tak zmeny odohrávajúce sa v zložení KO vo vidieckych sídlach.

Metodický postup

Pri analýze komunálneho odpadu je dôležité si uvedomiť, že štúdie charakteristiky zloženia odpadu ukazujú iba jeden okamih v čase. Jedna analýza sama o sebe neukazuje vývoj v toku jednotlivých zložiek komunálneho odpadu. Preto je pri každej štúdii nevyhnutný súbor analýz počas skúmaného obdobia, ktoré vytvoria relevantný obraz o zložení KO. Pri koncipovaní metodiky analýzy odpadov z obalov v KO je tiež dôležitá skutočnosť, že odpady z obalov sú len časťou prúdu KO a samotná analýza, ako aj interpretácia výsledkov je teda neoddeliteľná od celého tohto prúdu KO.

Poznáme niekoľko metód pre analýzu zloženia KO, viac či menej komplexne opísaných v literatúre. Všeobecný postup vo väčšine štandardizovaných metód pozostáva z týchto štyroch krokov:

1. Plánovanie a vykonanie analýz.
2. Odber vzoriek a delenie vzoriek.
3. Ručné triedenie a klasifikácia zložiek.
4. Vyhodnotenie a spracovanie dát.

Niektoré metódy sú založené na úplne inom postupe, s využitím výrobných a tovarových štatistík. Ale aj keď je všeobecný postup podobný, existujú v týchto metodikách značné rozdiely, ktoré robia porovnanie výsledkov nespoľahlivým alebo úplne nemožným. Metódy sú zvyčajne používané na regionálnej alebo národnej úrovni. Neexistuje však žiadna prijatá, medzinárodne platná metodológia.

Základnými cieľmi našej analýzy je kvantifikovanie jednotlivých zložiek komunálneho odpadu a tiež poznanie štruktúry zloženia odpadov z obalov v komunálnom odpade. V našom prípade sme si zvolili metodiku podľa Kotoulovej (2001). Dôvodov pre túto metodiku je viacero. Zvolená metodika nám predovšetkým umožňuje získať požadované údaje a splniť stanovené ciele. Významnú rolu vo výbere metodiky hrá aj jej realizovateľnosť v našich podmienkach a jej jednoduché vykonanie v teréne.

Ďalším dôležitým dôvodom sú analýzy, touto metodikou už vykonané v skúmanom regióne, v rokoch 2003 – 2006 (Hlaváčková, 2006). Tieto nám umožnia relevantnú komparáciu výsledkov a tým vytvorenie téz v trende vývoja, ale aj posúdenie účinnosti separovaného zberu realizovaného v danom regióne.

Ďalším kritériom pri výbere metodiky je aplikovateľnosť výsledkov pri projektovaní systémov separovaného zberu. Časové obdobie pre vykonanie analýzy sa podľa Kotoulovej odporúča na dobu 12 mesiacov. Ideálne je vykonávať analýzu v mesačných intervaloch. V našom prípade sme zvolili cyklus ročných období, teda 4 krát do roka, kde každá analýza bude reprezentovať jedno ročné obdobie a tým dosiahneme reprezentatívne zloženie komunálneho odpadu v priebehu jedného kalendárneho roka.

Postup analýzy

Analyzovaný zvyškový komunálny odpad je zvezený z vybranej obce alebo časti obce. Zistí sa hmotnosť zvezeného odpadu. Po vyložení je odpad zhomogenizovaný a na vlastnú analýzu sa odoberie vzorka s hmotnosťou cca 200 kg. Analyzovaný odpad sa triedi pomocou troch sít s rozmermi oka 40x40 mm, 20x20 mm a 8x8 mm.

Nadsitové frakcie, väčšie ako 40 mm a 20 – 40 mm, sú úplne podrobené látkovému rozboru 1. až 3. stupňa. 1. stupeň triedenia obsahuje 9 základných zložiek (papier, plasty, sklo, ...). V druhom stupni triedenia sa zisťuje výskyt obalov (papierové obaly, plastové obaly, ...) a v treťom stupni triedenia štruktúra týchto obalov (kartónové obaly, kombinované obaly, ...).

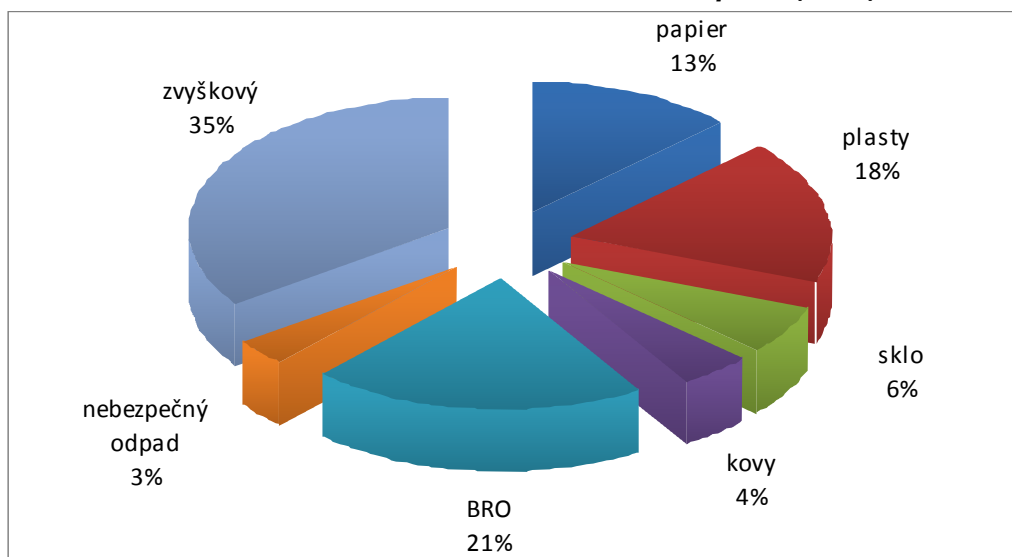
Na účel stanovenia celkového zloženia komunálneho odpadu sa urobí prepočet takto získaných hodnôt na pôvodnú vzorku (so zohľadnením zistenej vlhkosti) a priradenie týchto hodnôt k hodnotám príslušných látkových skupín zistených vo frakciách vyšších ako 20 mm. Frakcia menšia ako 8 mm sa látkovo netriedi a zaznamená sa ako jemný odpad. Hodnoty zistené pri analýzach zloženia skládkovaného komunálneho odpadu sa zaznamenávajú do tabuľky.

Výsledky a diskusia

Všetky nami vykonané analýzy boli realizované pre obec Cabaj – Čápor. Jedná sa o obec s vidieckou zástavbou v Nitrianskom kraji, s počtom obyvateľov 3785. Väčšina obyvateľov žije v rodinných domoch (pomer trvalo obývaných domov k trvalo obývaným bytom je 787:7). V obci je takmer 89% domácností plynofikovaných. Zber komunálnych odpadov v obci, vrátane zberu vyseparovaných zložiek zabezpečuje firma ENVI - GEOS Nitra s.r.o. V roku 2009 bolo v tejto obci celkovo vyprodukovaných 991,58 t komunálnych odpadov, čo predstavuje 268 kg/obyv. V obci prebieha separovaný zber papiera, skla a plasty. Zložky sú zbierané lokálnym systémom zberu.

Na základe vykonaných analýz zvyškového KO a zohľadnenia ďalších materiálových tokov separovane zbieraných odpadov, môžeme konštatovať zloženie KO pre obec Cabaj – Čápor v kalendárnom roku 2009 (**graf 1, tabuľka 1**). V tomto, ako aj v ďalších grafoch, je zastúpenie jednotlivých komodít vyjadrené v hmotnostných percentách.

Graf 1: Zloženie komunálneho odpadu (2009)



Tabuľka 1: Výsledky analýzy KO v roku 2009

Tabuľka výsledkov analýzy KO v roku 2009

		JAR			LETO			JESEŇ			ZIMA			2009		
veľkosť vzorky (kg)		152			271,55			134,65			138,55					
stupeň triedenia	zložky	z CM	podiel v 1. kateg.	z obalov	z CM	podiel v 1. kateg.	z obalov	z CM	podiel v 1. kateg.	z obalov	z CM	podiel v 1. kateg.	z obalov	z CM	podiel v 1. kateg.	z obalov
1.	papier	9,80%			11,27%			12,30%			17%			12,60%		
2.	pap. obaly	7,96%	81,20%		3,52%	31,21%		5,30%	42,90%		8,13%	47,86%		6,23%	50,79%	
	tlač	1,12%	11,42%		5,67%	50,33%		4,34%	35,35%		6,84%	40,25%		4,49%	34,34%	
	iný pap.	0,72%	7,38%		2,08%	18,46%		2,67%	21,75%		1,29%	11,89%		1,69%	14,87%	
3.	kartón	3,68%	37,58%	46,28%	0,53%	4,77%	15,18%	3,40%	27,80%	64,80%	4,33%	25,48%	53,24%	2,99%	23,91%	44,88%
	tetrapack	2,04%	20,80%	25,62%	1,14%	10,19%	32,46%	1,30%	10,90%	24,80%	2,22%	13,04%	27,24%	1,68%	13,73%	27,53%
	iné obaly	2,24%	22,82%	28,10%	1,77%	15,79%	50,26%	0,50%	4,20%	10,40%	1,59%	9,34%	19,52%	1,53%	13,04%	27,07%
1.	plasty	15,46%			20,70%			11,30%			19,85%			16,83%		
2.	pl. obaly	10,79%	69,79%		10,46%	50,53%		6,40%	56,90%		14,54%	73,27%		10,55%	62,62%	
	iné plasty	4,67%	30,21%		10,24%	49,47%		4,86%	43,10%		5,31%	26,73%		6,27%	37,38%	
3.	fólie	5,26%	34,04%	48,78%	3,30%	15,93%	31,51%	1,30%	11,40%	20%	5,12%	25,82%	35,24%	3,75%	21,80%	33,88%
	PET fľaše	3,29%	21,28%	30,49%	3,65%	17,62%	34,86%	3,50%	30,60%	53,80%	5,70%	28,73%	39,20%	4,04%	24,56%	39,59%
	iné obaly	2,24%	14,47%	20,73%	3,52%	16,99%	33,63%	1,70%	14,90%	26,20%	3,72%	18,73%	25,56%	2,80%	16,27%	26,53%
1.	sklo	5,43%			3,35%			5,90%			2,96%			4,41%		
2.	skl. obaly nevratné	4,21%	77,58%		3,01%	89,89%		3,40%	56,60%		2,96%	100%		3,40%	81,02%	
	skl. obaly vratné	0%	0%		0%	0%		0%	0%		0%	0%		0,00%	0,00%	
	iné sklo	1,22%	22,42%		0,34%	10,11%		2,50%	43,40%		0%	0%		1,02%	18,98%	
3.	číre sklo	3,36%	61,82%	79,69%	2,25%	67,25%	74,82%	2,75%	46,25%	81,68%	2,96%	100%	100%	2,83%	68,83%	84,05%
	hnedé sklo	0,86%	15,76%	20,31%	0,29%	8,68%	9,66%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0,29%	6,11%	7,49%
	zelené sklo	0%	0%	0%	0,47%	13,96%	15,52%	0,65%	10,35%	18,32%	0%	0%	0%	0,28%	6,08%	8,46%
1.	kovy	6,84%			5,60%			3,20%			2,60%			4,56%	0,00%	
2.	kovové obaly	2,30%	33,65%		3,21%	57,24%		1,80%	56,30%		2,03%	77,78%		2,34%	56,24%	
	iné	4,54%	66,35%		2,39%	42,76%		1,40%	43,70%		0,57%	22,22%		2,23%	43,76%	
3.	Fe - kovy	0%	0%	0%	0,31%	5,59%	9,77%	0,20%	5,70%	10,20%	1,34%	51,39%	66,07%	0,46%	15,67%	21,51%
	Al - kovy	2,30%	33,65%	100%	2,89%	51,64%	90,23%	1,60%	50,60%	89,80%	0,69%	26,39%	33,93%	1,87%	40,57%	78,49%
1.	BRO	14,81%			19,20%			29%			25,23%			22,06%		
1.	textil	14,87%			12,37%			1,90%			5,30%			8,61%		
1.	minerálny odpad	13,16%			2,14%			3,50%			4,51%			5,83%		
1.	nebezpečný odpad	2,63%			3,59%			2,60%			2,74%			2,89%		
1.	spáliteľný odpad	5,72%			12,74%			15,30%			7,80%			10,39%		
2.	koža/guma/drevo	2,76%	48,28%		9,41%	73,84%		2,75%	18%					3,73%	46,71%	
	hygienické výrobky	2,96%	51,72%		3,33%	26,16%		12,55%	82%					4,71%	53,29%	
	jemný odpad	11,28%			9,04%			15%			12,01%			11,83%		

CM - celkové množstvo (veľkosť vzorky)

Z uvedeného je zrejmé, že pätinu komunálnych odpadov vo vidieckej zástavbe tvoria BRO (jedná sa o podiel vo zvyškovom KO, keďže separovaný zber BRO v obci stále nie je zavedený). V roku 2013 začína povinnosť separovaného zberu tejto komodity, a preto je dôležité správne naprojektovanie zberného systému ako aj zabezpečenia kapacity a logistiky zhodnocovacích zariadení. Pre potreby nášho výskumu BRO chápeme ako biologicky rozložiteľný kuchynský odpad (20 01 08) a odpad zo záhrad a parkov (20 02 01). Legislatíva SR totiž nepozná pojem, ktorý by spájal tieto dva druhy odpadov.

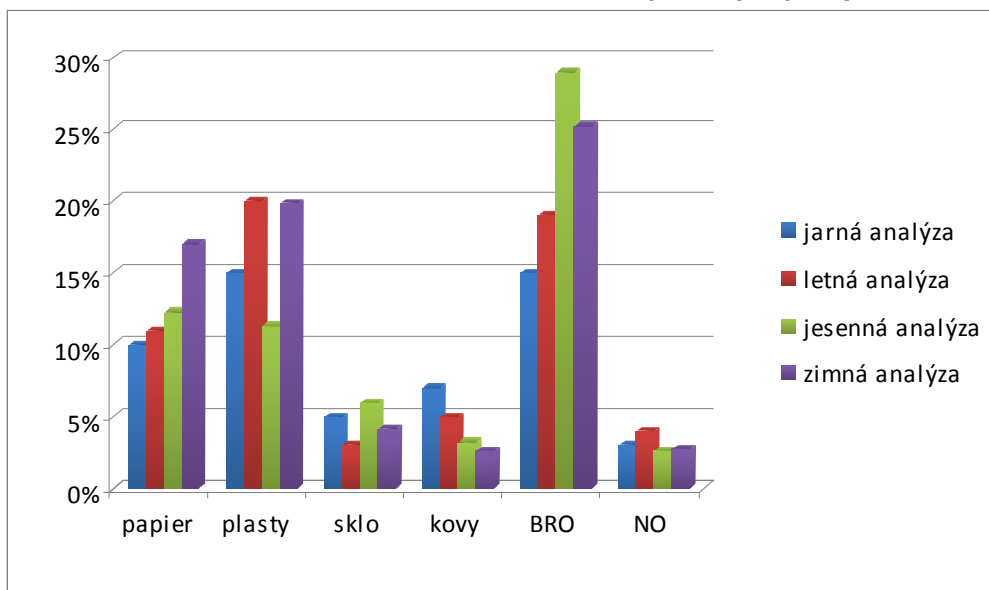
Zvyškový odpad v tomto prípade tvorí minerálny odpad, spáliteľný odpad, textil (25 %) a jemný odpad. Zvyšné komodity, a sice papier, plasty, sklo, kovy a NO, možno separovane zbierať už dnes, a to lokálnym systémom zberu, resp. prostredníctvom zberného dvora. Odpady z obalov sa vyskytujú len v štyroch týchto zložkách, a to papier, plasty, sklo a kovy. Tieto sa preto podrobujú ďalšej analýze, ktorá nám umožní poznať ich zastúpenie v KO.

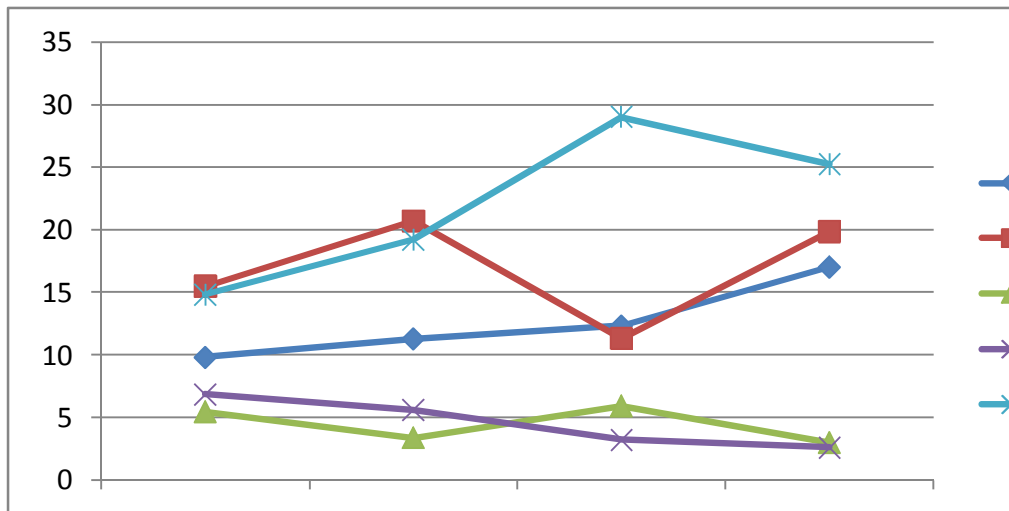
Pri porovnaní jednotlivých analýz v priebehu roka (**graf 2**) môžeme pozorovať zmeny v zložení KO počas ročných období. Pri porovnávaní treba brať do úvahy chyby, ktoré mohli vzniknúť pri odoberaní vzoriek ako aj pri samotnom triedení.

Pri BRO sme zaznamenali najvyššie zastúpenie v jesennom období, čo môže súvisieť aj s končiacou záhradkárskou sezónou a prípravou záhrad na zimu. Vysoké zastúpenie BRO v zimnom období môže byť spôsobené končiacou zimou, keďže analýza prebiehala koncom februára. V tomto období sa už začína údržba záhrad, predovšetkým stromov a kríkov.

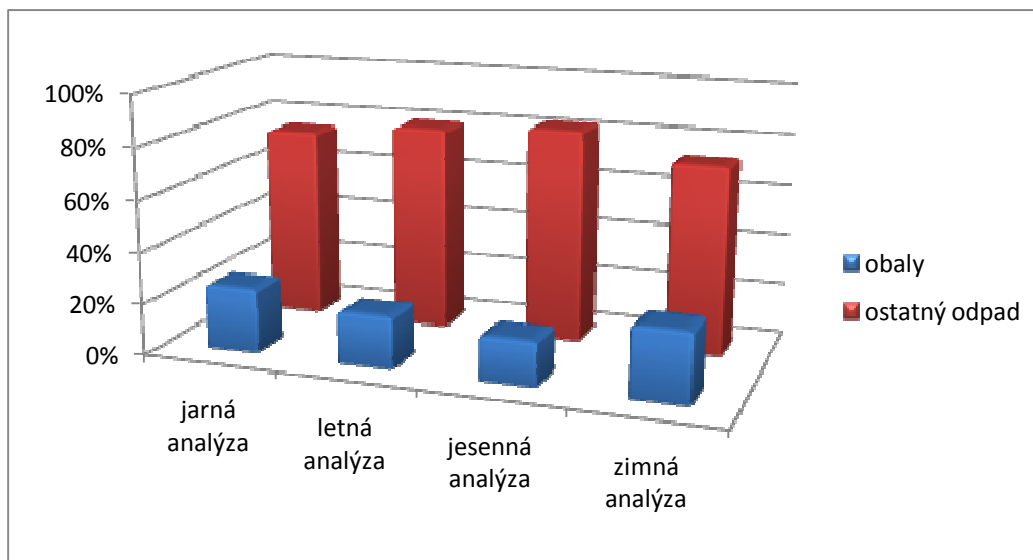
V prípade plastov sme zaznamenali najvyššie zastúpenie v letnom a zimnom období. Najvyrovnanjšie zastúpenie v priebehu roka majú NO a sklo. Pri skle treba poznamenať, že počas analýz skládkovaného KO, sa v tejto komodite ani raz nevyskytol vratný sklený obal.

Graf 2, 3: Porovnanie zloženia KO a trend jeho vývoja v priebehu roka





Graf 4: Zastúpenie odpadov z obalov v KO



Odpady z obalov tvoria pätinu (22 %) komunálneho odpadu vidieckej zástavby. Tento pomer sa v priebehu roka výrazne nemení (**graf 4**). Rovnako sa nemení ani štruktúra týchto odpadov. Dominantnými sú plastové odpady z obalov. Tieto tvoria takmer polovicu (46 %) odpadov z obalov, a to aj napriek svojej nízkej hmotnosti. Papierové obaly tvoria takmer tretinu odpadov z obalov.

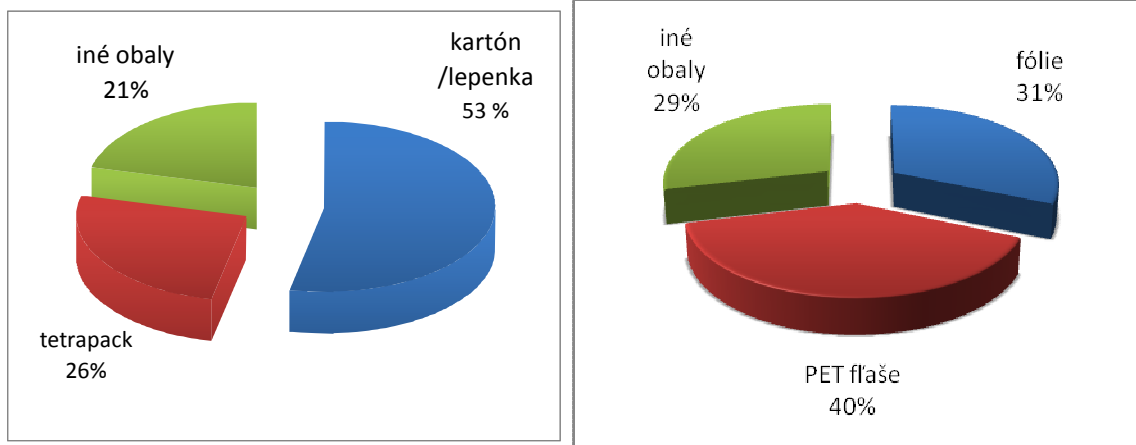
Zvyšné odpady z obalov sú rovnomerne rozdelené medzi sklenené a kovové obaly. Sklenené obaly tvoria len nevratné obaly. V kovových obaloch dominujú hliníkové obaly, najmä nápojové plechovky.

V štruktúre papierových obalov majú viac ako polovičné zastúpenie kartónové obaly a takmer tretinu tvoria kombinované obaly.

Kombinované obaly sú zastúpené predovšetkým tetrapackmi.

Štruktúra plastových obalov je rovnomernejšia. V najväčšej miere sa tu vyskytujú PET fľaše (40 %) a vysoké zastúpenie vzhľadom na svoju hmotnosť majú fólie (31 %). Týmto materiálom treba venovať zvýšenú pozornosť najmä z hľadiska dopravy, a to pre ich veľký objem v pomere k hmotnosti.

Graf 5, 6: Štruktúra papierových a plastových obalov



Záver

Vo svete je rozšírených viacero metodík, ktoré sa zaoberajú zisťovaním zloženia komunálnych odpadov. Tieto sa neustále aktualizujú a dopĺňajú na základe skúseností z praxe. My sme si vybrali metodiku podľa Kotoulovej, ktorej postup viac-menej korešponduje s uvedenými metodikami.

Sitovou analýzou komunálneho odpadu sa nám podarilo zistiť relevantné zastúpenie odpadov z obalov v KO a tiež jeho zloženie. Získané údaje budú použité pri projektovaní separovaného zberu pre združenie obcí Nitrianskeho kraja. Výskum bude pokračovať a použitím rovnakej metodiky budeme odpad analyzovať aj v nasledujúcom roku (2010). Výsledky tiež porovnáme s analýzami vykonanými v rokoch 2003 – 2006. Zistíme tak trend vo vývoji zloženia KO v posledných rokoch.

Literatúra

1. Báreková, A. 2009. Stanovenie množstva vyseparovaných zložiek komunálneho odpadu. In: Zborník príspevkov doktorandov zo 6. Študentskej vedeckej konferencie – Ekológia a environmentalistika. TU vo Zvolene, 2009, 117 s., ISBN 978-80-228-2001-1
2. Dahlén, L., Lagerkvist, A. 2008. Methods for household waste composition studies. In: Waste management. Pergamon, číslo 28, ročník 7, strany 1100 – 1112. ISSN 0956 – 053X.
3. European Commission. 2004. Methodology for the Analysis of Solid Waste (SWA-tool), 5th Framework Program, Vienna, Austria
4. Hlavačková, V. 2006. Metodika analýzy zloženia komunálneho odpadu pre potreby zavedenia integrovaného systému separovaného zberu: autoreferát dizertačnej práce (online). (cit. 2010-02-02). Dostupné na internete: http://www.uniag.sk/SKOLA/rvv/doc/ddiz/2006/veronika_hlavackova.pdf
5. Kaufman, P. 2009. Analysis of packaging waste composition in municipal solid waste. In LI. Georgikon napok : Kivonat Kötet - 51th Georgikon Scientific Conference. Pannon Egyetem Georgikon Kar. 2009. ISBN 978-963-9639-34-8 s. 80.
6. Kaufman, P. 2009. Metodika analýzy zloženia komunálneho odpadu. In Krajinné inžinierstvo – problémy, trendy a perspektívy: zborník vedeckých prác z odborného seminára. Nitra, SPU v Nitre, 2009. ISBN 978-80-552-0371-3.
7. Kaufman, P., Sklenár, Š. 2010. Zloženie komunálneho odpadu vo vidieckej zástavbe. In Odpady, roč. 10/2010, č. 1, s. 12 – 14. Bratislava. EPOS. ISSN 1335-7808.
8. Kotoulová, Z. 2001. Doporučená metodika zisťovania množstiev a skladby komunálneho odpadu. In: Odpadové fórum, roč. 6/2001, č. 10, s. 10 – 13. ISSN 1212/7779.
9. SENES Consultants Limited. 1999. Recommended waste characterization methodology for direct waste analysis studies in Canada. Ontario, CCME Waste characterization Sub-Committee, report No. 32532-1999, 1999, 64 s.
10. Tátošová, L., Novotná, B. 2000. Zaobchádzanie s odpadom a jeho odstraňovanie v podmienkach vidieka. In: ENVIRO NITRA 2000 : Medzinárodná konferencia : Nitra 4.5.2000. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2000, s. 231 – 234
11. Tchobanoglous, G. 1993. Integrated solid waste management. New York: McGraw-Hill. 1993. 978 s., ISBN 0-07-112865-4

Structure of municipal solid waste composition, results for studied year 2009

Peter KAUFMAN, Anna BÁREKOVÁ

Slovak University of Agriculture in Nitra, Horticulture and Landscape Engineering Faculty, Department of Landscape Planning and Ground Design, Hospodárska 7, 949 76 Nitra, Slovakia
e-mail: kaufman.peter@uniag.sk, anna.barekova@uniag.sk

Summary

For the proposal of effective separate collection systems and also recovery facilities (capacity or logistically), it is necessary to know the real composition of the generated municipal solid waste (MSW). There are several methods for analyzing the MSW composition but in our country, there are not any of them standardized. The main objectives of our analysis are to quantify the components of municipal solid waste and also knowledge of the packaging waste composition structure in it. For research, we have therefore chosen the methodology by Kotoulova (2001). It is based on the analysis carried out in year 2009 can be found MSW composition for the municipality in rural area, where fifth of land filled MSW is presented by packaging waste. Sieve analysis allowed us to find out the relevant representation of packaging waste in the MSW, as well as the structure of this waste. Research will therefore continue by using the same methodology and the waste will be analyzed also in the next year. The next stage of research will be comparing of the results and detecting the trends in the progression of MSW composition.

Keywords: MSW composition, analysis, packaging waste

Analýza vybraných faktorů nakládání s biologicky rozložitelnými komunálními odpady – případová studie Německo

Jitka ŠEFLOVÁ, Jan SLAVÍK

IREAS, Institut pro strukturální politiku, o. p. s.

e-mail: seflova@ireas.cz, slavik@ireas.cz

Souhrn

Následující článek je dílčím výstupem projektu „Návrh integrovaného systému nakládání s biologicky rozložitelnými komunálními odpady v Moravskoslezském kraji“, jehož zadavatelem bylo Ministerstvo životního prostředí v letech 2008 a 2009 a který reagoval na cíle Směrnice 99/31/ES o skládkování odpadů, tj. omezení skládkování BRKO a podporu jeho využívání.

Článek analyzuje vybrané ekonomické faktory ovlivňující výši produkce biologicky rozložitelných komunálních odpadů (BRKO), náklady sběru a dalšího nakládání a využívání BRKO. Ekonomická analýza sběru biologicky rozložitelných komunálních odpadů je základním předpokladem pro efektivnost systému nakládání s BRKO v obcích. Vedle ekonomických stimulů na straně zřizovatele (obce, města), hrají klíčovou roli i další faktory – analýza současného stavu, logistika systému a faktory, kterými je ovlivněno chování obyvatel příslušných lokalit v nakládání s odpady apod.

Klíčová slova: biologicky rozložitelný komunální odpad, BRKO, náklady sběru, kompostování, využívání

Úvod

V souvislosti s přijetím směrnice o skládkování a její implementaci do Plánu odpadového hospodářství ČR je třeba v následujících letech odklonit ze skládkovaného odpadu přibližně čtvrtinu až polovinu celkové produkce biologicky rozložitelných komunálních odpadů (BRKO)¹. Bohužel naplnění těchto cílů je pro Českou republiku problematické. Hlavním důvodem přitom nejsou chybějící kapacity pro nakládání, nedostatečné zkušenosti s organizací tříděného sběru, ale zejména absence kompletního systému nakládání s BRKO a jeho financování.

Pro financování systému tříděného sběru BRKO v obcích je klíčové **zajištění odbytu** produktů procesu využití BRKO, především **kompostu či výstupů z bioplynových stanic**. Současný problém s odbytem kompostu pramení z toho, že finální uživatelé nejsou ochotni zaplatit cenu, která odpovídá ekonomickým parametrům systému sběru a zpracování BRKO. Na některých místech České republiky tak vznikly kompostárny, které produkují kompost, po kterém není poptávka. Obce pak ve většině případů využívají vzniklý kompost na úpravy terénu nebo rekultivace².

Nakládání s BRKO není komplexně řešeno, chybí zde celkový koncept, podrobné ekonomické analýzy a analýzy logistiky nakládání s BRKO jako klíčového aspektu nakládání s BRKO. Roli hrají rovněž náklady alternativních způsobů nakládání s komunálními odpady (náklady na ukládání odpadu na skládky či jeho energetické využití). Efektivnost systému tříděného sběru nelze hodnotit bez znalosti nákladů způsobů nakládání s odpady v situaci, kdy nelze odpad využít.

Cílem následujícího článku je nastínit vybrané faktory ovlivňující ekonomiku systému tříděného sběru a využití BRKO v podmínkách České republiky, protože vlivem těchto faktorů může být pro každou obec vhodné jiné řešení.

Pro návrh konkrétního systému nakládání s BRKO v Moravskoslezském kraji bylo využito následujícího postupu. Za prvé bylo provedeno podrobné zmapování produkce a druhů biologicky rozložitelných odpadů vznikajících v regionu. Bez znalosti těchto dat nelze jakýkoli systém navrhnout. Při získávání těchto dat je důležitá znalost území, neboť současné statistiky často neposkytují kvalitní data.

Dále byla zmapována současná koncová zařízení na zpracování biologicky rozložitelných odpadů. Získaná data z krajských úřadů byla opět ověřována terénním šetřením, neboť spousta zařízení je např. v polovičním provozu. Na základě analýzy byla navrhována „chybějící“ koncová zařízení v návaznosti na druhy a množství produkovaných BRKO a v návaznosti na možnosti a kvalitu sběru BRKO od domácností a dalších subjektů.

Poslední a nejdůležitější částí bylo zmapování základních logistických tras, zvážení zavedení separovaného sběru, analýza využití sběrných středisek, možnosti zapojení sousedících regionů a celková ekonomická analýza jednotlivých částí systému. Zajištění efektivního sběru „kvalitního“ BRKO, účinná logistika, vhodná a ekonomická zařízení na využití a následný prodej vzniklých surovin, po kterých existuje odbyt, jsou podmínkami pro bezproblémové fungování celého systému nakládání s BRKO. Jakmile není zajištěn jeden z těchto článků systému, např. odbyt, celý systém se stává neefektivním².

Integrovaný systém nakládání s BRKO

Definice integrovaného systému nakládání s odpady, která byla vytvořena v rámci projektu CZ06/IB/EN/01 – TL (Integrovaný přístup k regionálnímu nakládání s odpady v České republice), dobře vystihuje základní podmínky jeho existence a zní: „*Integrovaný systém nakládání s odpady je funkční, environmentálně přijatelný, nákladově efektivní a sociálně akceptovatelný systém nakládání s odpady v území, které vyžaduje minimální zásahy státu, má minimální nebo žádné negativní vlivy na životní prostředí a je schopen zajistit plnění politiky odpadového hospodářství přijaté na daném území*“³.

Co ovlivňuje nákladovou efektivnost? Náklady integrovaného systému sběru BRKO v ČR je možné rozdělit do tří skupin dle etapy vzniku na:

1) náklady sběru BRKO, mezi které patří náklady na samotný systém sběru (počet o objem nádob), náklady na vozový park (vozidla, nakladače), náklady na personál a náklady na administrativu;

2) náklady na logistiku BRKO ovlivněné zejména strukturou osídlení, podílem občanů napojených na systém sběru BRKO, frekvencí sběru odpadu (směsného a BRKO), výkonem při sběru odpadu (množství odpadu na auto/den), oportunitními náklady sběru, plánováním svozových tras, svozovými vzdálenostmi a na

3) náklady využití BRKO⁴. Náklady na využití BRKO ovlivňují významné technické parametry využívaných zařízení jako je velikost zařízení, využitelná kapacita, způsob nakládání s odpady a strojní vybavení.

Kromě těchto tří skupin vznikají při systému sběru ještě dodatečné správní náklady v podobě vymáhání poplatků, práce s veřejností atd.

Sledování těchto nákladů je však značně problematické, jelikož jednotlivé položky jsou navzájem provázané a v systému vedeného účetnictví a vykazování nákladů by bylo velmi obtížné tyto položky evidovat odděleně. Pokud má být celý systém nakládání s BRKO samofinancovatelný, měly by zisky z prodeje finálních produktů (kompostu, resp. energie) pokrývat náklady provozu systému sběru a nakládání s BRKO.

Při volbě parametrů systému sběru by měl být kladen důraz na rovnováhu mezi náklady a výnosy systému a měly by být zodpovězeny základní systémové otázky typu: *Jaká bude odpovědnost obyvatel za produkovaný BRKO (vč. způsobu zpoplatnění)? Jakým způsobem bude probíhat tříděný sběr BRKO (sběrné nádoby, sběrné sáčky, velkokapacitní kontejnery)? Jak velké sběrné nádoby budou mít obyvatelé k dispozici?* atd.

Zodpovězení těchto otázek má zcela zásadní dopad na objem výkonů a tedy i na celkové náklady systému. Jelikož úspěšnost systému a vytvoření dostatečných zdrojů na jeho financování do značné míry závisí na akceptaci obyvatel, pak součástí úvah o nákladech systému by měly být i náklady na marketingové kampaně, které na jedné straně vytvoří předpoklad pro dostatečné kvalitní vstupy do procesu využití (odbyt produktu kompostování do značné míry závisí na čistotě vstupů) a na druhé straně budou představovat prevenci bojkotu systému ze strany obyvatel. I v tomto případě však musí platit, že náklady marketingové kampaně musí generovat odpovídající příjmy systému.

Faktory ovlivňující výši produkovaného BRKO

Nejdůležitějším faktorem, jež ovlivňuje výši nákladů při provozování systému BRKO, je samotné množství vyprodukovaného odpadu. Jelikož se jakákoli změna ve výkonu (množství) projeví na celkové výši nákladů systému, je v procesu zavádění systému nakládání s BRKO třeba věnovat pozornost faktorům majícím vliv na produkci. Analýza INFA považuje za nejvýznamnější faktory následující výčet:

- stupeň zavádění speciálních sběrných nádob na BRKO,
- strukturu osídlení,
- podíl domácího kompostování BRKO,
- podíl obyvatel napojených na systém,
- zpoplatnění obyvatel,
- objem sběrných nádob na BRKO⁴.

Stupeň zavádění speciálních sběrných nádob na BRKO odráží skutečnost, že množství BRKO je závislé na míře vybavenosti obyvatel obce sběrnými nádobami na BRKO. Čím více obyvatel je zapojeno do systému sběru BRKO (neboli čím vyšší je vybavenost obyvatel sběrnými nádobami), tím vyšší je množství BRKO. Ačkoli není tato skutečnost nijak překvapující, svědčí o tom, že projektované výkony (kapacity zařízení, logistika apod.) je třeba plánovat s ohledem na celoplošné pokrytí obce sběrnými nádobami na BRKO.

Struktura osídlení ovlivňuje významně množství vyprodukovaného odpadu. Z příkladu obcí ze spolkové země Severní Porýní-Vestfálsko je zřejmé, že s rostoucím podílem obyvatel žijících v rodinných domech (jedno nebo vícegeneračních) roste i množství produkovaného BRKO⁴. Jinými slovy řečeno, zatímco v případě městské zástavby (sídlíšní zástavba, resp. zástavba převážně bytových domů) se množství BRKO pohybuje okolo 60 – 75 kg/obyv./rok, pak v případě smíšené zástavby dosahují maxima až 150 kg/obyv./rok a v případě vesnické zástavby (roztrošená zástavba rodinných domů) až 180 kg/obyv./rok (s průměrem okolo 90 – 110 kg/obyv./rok). Výjimkou ve vesnické zástavbě jsou oblasti, kde dochází ke kompostování a následnému využívání kompostu na zahrádkách. Takový BRKO nevstupuje do oficiální statistiky a specifické množství BRKO v obci klesá^{2,4}.

Podíl domácího kompostování BRKO tak hraje významnou roli zejména ve vesnických oblastech a v městských sídelních strukturách s rodinnými domy. Jak ukazují zkušenosti německých obcí, čím větší je podíl domácností kompostujících BRKO v rámci vlastních kompostérů, tím méně BRKO v dané obci vzniká. Ve vesnické zástavbě může při 90% podílu domácností na domácím kompostování množství sebraného BRKO poklesnout až na 60 kg/obyv./rok⁴. Dle Gallenkempera a Doedense může množství BRKO, který je předmětem domácího kompostování, dosahovat až 15 – 80 kg/obyv./rok, což by zcela zásadním způsobem ovlivnilo výkony systému⁵. Jelikož úroveň kompostování výrazně ovlivňuje náklady celého systému BRKO, měly by být vytvořeny dostatečné podmínky a stimuly pro podporu domácího nebo komunitního kompostování. Mezi možné stimuly by mohlo patřit poskytování kompostérů domácnostem zdarma či za zvýhodněnou cenu. Levnějším a výhodnějším řešením je vytvoření „kompostovacích“ prostor pro obyvatele jednotlivých oblastí. Podmínkou ovšem je, aby tyto prostory byly v přijatelné vzdálenosti a měly odpovídající kapacitu, četnost, případně kontrolu.

Podíl obyvatel napojených na systém determinuje množství sebraného BRKO. Čím více obyvatel je napojeno na systém tříděného sběru (jako povinnost), tím vyšší je množství sebraného BRKO⁴. V případě dobrovolné účasti na systému tříděného sběru BRKO množství sebraných BRKO klesá, na druhou stranu je potřeba definovat hrozby povinného sběru (např. venkovské oblasti s vysokým podílem domácího kompostování, záměrné znehodnocování tříděného sběru na sídlíštích, atd.).

Zpoplatnění obyvatel jako motivace pro třídění BRKO má významný vliv na chování lidí. Z výsledků analýzy MURL vyplývá, že účinným nástrojem zpoplatnění je poplatek za BRKO dle jeho hmotnosti (vážený sběr BRKO), naopak nižší účinnost vykazuje poplatek dle objemu sběrné nádoby či frekvence svozu⁶. Zpoplatnění BRKO zvyšuje pocit odpovědnosti obyvatel za jimi produkovaný odpad, ovšem poplatky by měly být nižší než platby za směsný komunální odpad (odhaduje se 20 – 30 %, dle analýzy MURL o 10 - 30%), aby motivace ke třídění byla dostatečná⁶.

Objem nádob na BRKO by měl respektovat lokální podmínky, tzn. frekvenci svozu, resp. strukturu zástavby. Analýza MURL potvrzuje, že čím vyšší je specifický objem sběrné nádoby, tím vyšší je

množství sebraného BRKO⁶. Zdůvodnění může spočívat v tom, že v případě větších objemů je možné do sběrných nádob ukládat i BRKO, které by obvykle byly součástí domácího kompostování. Analýzy ze spolkové země Severního Porýní-Vestfálsko ukazují, že by se optimální objem podle struktury osídlení měl pohybovat od 5 – 20 l na osobu a týden (5 l v centrech měst a 20 l zástavbě rodinných domů)⁴.

Náklady tříděného sběru a svozu BRKO a náklady zařízení na zpracování

Náklady sběru a náklady zařízení jsou odlišné dle konkrétních regionálních aspektů. Tyto náklady pak samozřejmě zásadně ovlivňují celkové náklady na nakládání s BRKO. Jak již bylo uvedeno výše, do této kategorie řadíme náklady na pořízení sběrných nádob, které mohou být různé velikosti a různého charakteru.

Dopravní náklady tvoří často jednu z největších položek a jsou samozřejmě nejvíce ovlivněny dopravními vzdálenostmi v rámci obce, sběrných středisek a dopravou do zařízení, kde je s BRKO dále nakládáno. Náklady na specifický software pro plánování tras či náklady na preventivní opatření mohou výslednou sumu nákladů také zvýšit.

Náklady na jednotlivá zařízení na nakládání s BRKO se liší v závislosti na výši investičních a provozních nákladů, výtěžnosti kapacity (s rostoucí kapacitou klesají jednotkové náklady na tunu odpadu), zvolené technologii zpracování, personální náročnosti a dle úrovně kvality zpracovávaného odpadu.

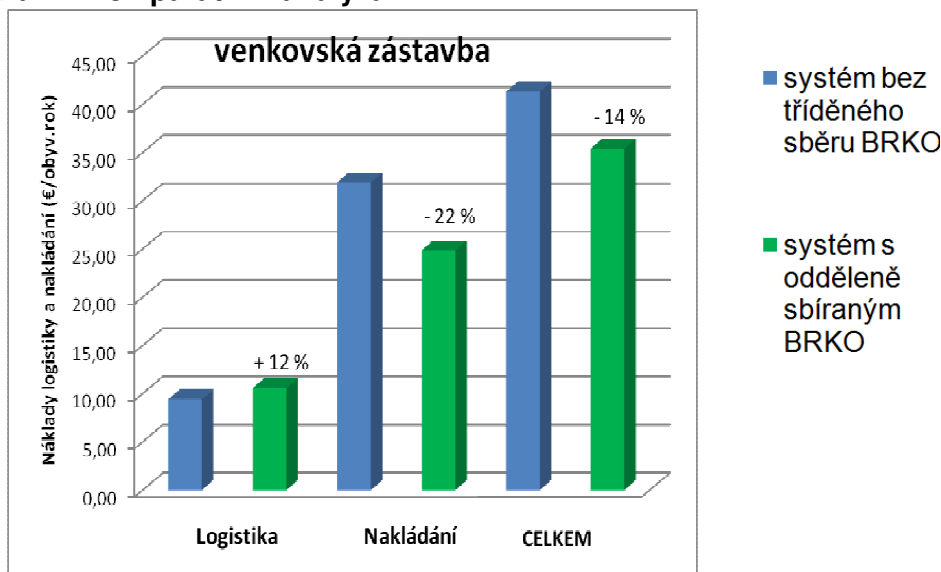
Náklady tříděného sběru vs. náklady na odstranění domovního odpadu

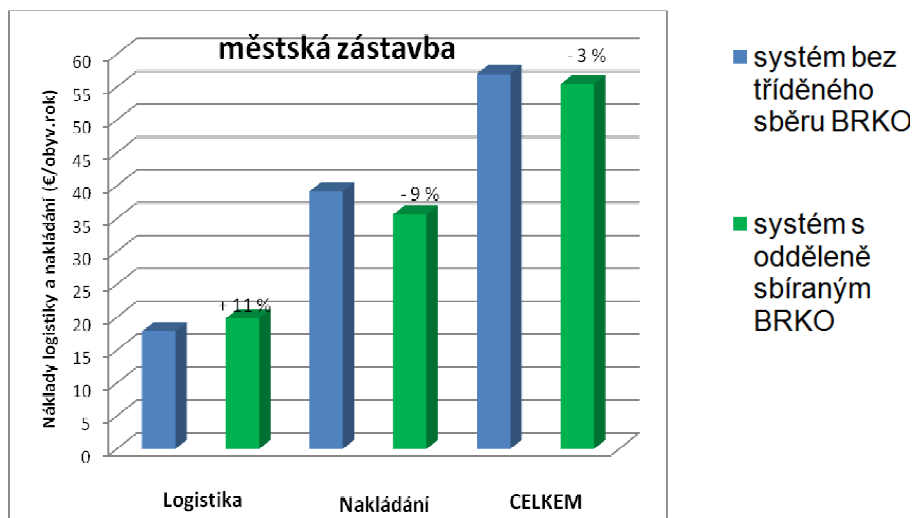
Klíčovou otázkou, kterou si obce v souvislosti se zavedením systému tříděného sběru biologicky rozložitelného komunálního odpadu kladou je, zda nebude oddělený sběr organické složky v porovnání se stávajícím systémem nakládání s domovními odpady příliš nákladný. Jinými slovy řečeno, zda náklady spojené s logistikou a odstraněním domovního odpadu nebudou nižší, než součet nákladů spojených s logistikou a využitím odděleně sebraného BRKO.

V roce 2006 byla podobná analýza realizována v podmínkách Německa s tím, že výsledky komparace obou naznačených systémů z pohledu vyvolaných nákladů do značné míry závisí na: (a) struktuře osídlení, (b) míře zapojení obyvatel do systému tříděného sběru BRKO, (c) frekvenci sběru domovního odpadu, resp. BRKO a zbytkového odpadu, (d) technickém zabezpečení svozu (např. druh vozidla či množství osob zajišťujících svoz) a (e) rozdílu mezi náklady na odstranění resp. využití zbytkového odpadu a BRKO⁴.

Následující grafy naznačují výsledky komparativní analýzy nákladů 2 různých systémů – systému bez tříděného sběru BRKO a systému, kdy je BRKO odděleno sbíráno.

Graf 1: Komparativní analýza⁴





Ze závěrů studie INFA tedy jednoznačně vyplývá, že zavedení sběrných nádob na BRKO v obcích může být spojeno s úsporami nákladů⁴. Je však nutné zdůraznit, že uvedený závěr platí pouze pro dané modelové podmínky obcí ve spolkové zemi Severní Porýní-Vestfálsko. Současně nebyly v rámci této analýzy zohledněny případné zisky z prodeje kompostu, resp. zisky z prodeje energie vyrobené z bioplynu v rámci bioplynových stanic. Tyto příjmy mohou vést k dalšímu vylepšení vztahu mezi náklady systému bez a s tříděným sběrem BRKO.

Zajímavou součástí citované studie je i analýza toho, jaký musí být rozdíl mezi náklady odstraňování domovního, resp. zbytkového odpadu a náklady na využití BRKO, aby zavedení nádoby na tříděný sběr BRKO bylo nákladově neutrální (tzn., aby nevyvolávalo vícenáklady). Výsledek uvádí, že v případě venkovské zástavby stačí, aby rozdíl byl mezi 20 – 25 €/t a v případě městské zástavby i 50 – 60 €/t⁴. Tato analýza vychází z nákladových podmínek nakládání s odpady v Německu, kdy náklady na odstraňování odpadu jsou v průměru o 60 % vyšší než náklady na využití BRKO (kompostování).

Uvedená analýza následně uvažuje 3 modelové případy poměru nákladů odstraňování zbytkového odpadu a využití BRKO.

1. střední náklady na odstranění zbytkového odpadu a střední náklady na využití BRKO (145 €/t, resp. 60 €/t)
2. vysoké náklady na odstranění zbytkového odpadu (230 €/t resp. 60 €/t)
3. vysoké náklady využití BRKO (145 €/t resp. 100 €/t)

V případě venkovské zástavby by první případ vedl k 14% poklesu celkových nákladů na nakládání s odpady (resp. 3% poklesu v případě městské zástavby). Druhý případ by vedl k 22% poklesu nákladů na nakládání s odpady ve venkovské zástavbě a 7% poklesu nákladů v městské zástavbě. Třetí případ by vedl k 4% poklesu nákladů na nakládání s odpady ve venkovské zástavbě a 1% nárůstu nákladů v případě městské zástavby.

Z této analýzy je naprosto zřejmé, že vliv poměru nákladů různých způsobů nakládání s odpady na celkovou změnu nákladů v případě zavedení nádoby na tříděný sběr BRKO je zcela zásadní⁴.

Ačkoli nákladové podmínky hrají pro zavedení tříděného sběru BRKO klíčovou roli, pak v procesu implementace jsou důležité i další aspekty, mezi které patří již zmiňovaná povinná nebo dobrovolná účast obyvatel na tříděném sběru, motivační platby za produkováný BRKO, objem sběrných nádob, periodicita tříděného sběru (v případě zástavby s rodinnými domy se doporučuje svoz jednou za 14 dní, v případě center nebo sídlišť jednou za týden) a informační kampaně pro veřejnost.

Tyto aspekty ovlivňují chování obyvatel a jejich optimální nastavení je nutnou podmínkou pro chod systému a jeho finanční vyrovnanosti, ne-li ziskovosti².

Odbyt kompostu a bioplynu

Pro financování systému tříděného sběru BRKO v obcích je klíčové zajištění odbytu produktů procesu využití BRKO, neboli kompostu a dalších produktech zpracování BRKO. Současný problém s odbytem kompostu pramení z toho, že finální uživatelé nejsou ochotni zaplatit cenu, která odpovídá ekonomickým parametrům systému sběru a zpracování BRKO. Jak varuje Heyworth, pak situace může být pouze horší, protože rostoucí produkce kompostu jako důsledek evropské regulace nakládání s BRKO má za následek stav, kdy nabídka převyšuje poptávku po kompostu⁷. Jelikož není možné přizpůsobit programy podpory využívání biologicky rozložitelného odpadu současné výši cen kompostu na trhu, pak jedinou možností, jak při současných cenách uplatnit kompost na trhu, je přesvědčit konečné uživatele, že užítky plynoucí ze spotřeby jsou vyšší, než náklady na nákup kompostu⁷.

Mezi hlavní odběratele kompostu patří zemědělství, krajinná tvorba, zahradnictví, pozemní práce, rekultivace, apod. Právě zajištění odbytu kompostu u těchto cílových skupin je pro financování systému tříděného sběru a využití BRKO naprosto zásadní. Potenciál pro zvyšování odbytu je patrný především v oblasti rekultivací starých ekologických zátěží, krajinné tvorbě a zahradnické činnosti.

Naopak značně rizikovou oblastí je odbyt kompostu u zemědělského sektoru, a to především z důvodu poklesu orné půdy (na druhou stranu je třeba přiznat, že tento pokles mezi lety 2000 – 2007 činil pouze 1,6 %) a z důvodu preference průmyslových hnojiv a systému pronájmu půdy.

V souvislosti s odbytem kompostu bylo v roce 1999 provedeno dotazníkové šetření u provozovatelů kompostáren v Německu s cílem zjistit, jaké bariéry pociťují v případě odbytu kompostu⁶. Mezi hlavními bariérami byly jmenovány:

- vysoký podíl živočišné výroby, resp. malý podíl orné půdy,
- konkurence výrobců kompostu nižší jakosti,
- vztah obyvatel k potenciálně využitelným plochám pro aplikaci kompostu,
- konkurence využití kalů z čistíren odpadních vod,
- nadměrná regulace,
- akceptace nabízené ceny kompostu.

Výroba kompostu a jeho uplatnění na trhu je pouze jednou z možností využití BRKO. Neméně důležitým způsobem využití BRKO je i jeho využití v bioplynových stanicích a následný prodej vyrobené elektrické energie z bioplynu. Tento způsob využití BRKO má oproti kompostování a prodeji kompostu jednu zcela zásadní výhodu: stát garantuje výkupní ceny elektřiny dodané do sítě, jež vzniká spalováním bioplynu v bioplynových stanicích, resp. zelené bonusy (prodej elektřiny na volném trhu za tržní ceny, přičemž distributor je povinen uhradit tzv. zelený bonus).

Je nasnadě, že využívání BRKO by se týkalo druhé skupiny bioplynových stanic, kde výkupní cena představuje 3,55 Kč/kWh⁸. Efektivitu systému tříděného sběru a využití BRKO v bioplynových stanicích však kromě povinných výkupních cen ovlivňují i další faktory. Hrůza a Stober uvádí jako významné faktory cenu vstupní suroviny, kvalitní technologie, průběh fermentačního procesu, vedlejší přínosy (např. lepší hospodaření s živinami ze statkových hnojiv, možnost úspory průmyslových hnojiv atd⁹.)

Odpady ze zeleně a odpady z kuchyní a stravoven

Odpady ze zeleně jsou vhodným doplňkem celého systému nakládání s BRKO a zpravidla s nimi v praxi nebývá problém, nebývají znečištěny a jsou dále využívány, kompostovány a použity např. opět k rekultivaci obecních ploch.

Problematičtější je nakládání s gastroodpady, tj. odpady z kuchyní a stravoven, které jsou vedeny v Katalogu odpadů pod č. 20 01 08 Biologicky rozložitelný odpad z kuchyní a stravoven. Tento odpad je zařazen jako organický kompostovatelný odpad a je povinnost nakládat s ním v souladu se zákonem o odpadech a dále dle nařízení Evropského parlamentu a Rady, kterým se stanoví hygienická pravidla týkající se vedlejších živočišných produktů, které nejsou určeny k lidské spotřebě. Nastavení těchto pravidel je poměrně přísné, proto je odpad z kuchyní a stravoven při současném nastavení legislativních norem často nevhodný pro „čisté“ zpracování, jako nejvhodnější se jeví jeho energetické využití (buď přímo jako součást SKO nebo po vytřídění v úpravě na palivo).

Považujeme za důležité zajistit, aby alespoň část koncových zařízení v jednotlivých regionech byla vybavena hygienizačními jednotkami a dalšími kontrolními mechanismy (např. analýza patogenních a jiných organismů) a tím by bylo umožněno přebírat i „problematické“ odpady z kuchyní a stravoven kategorií 2 a 3.

Závěry

Hlavním záměrem tohoto článku bylo nastínit vybrané faktory, které ovlivňují ekonomiku systému tříděného sběru a využití BRKO. Jako inspirační zdroj sloužily zkušenosti z Německa, které v řadě případů mohou poskytovat důležité podněty pro implementaci podobných systémů v České republice.

O ekonomické výhodnosti nakládání s odděleně sbíranými BRKO rozhodují náklady na odstraňování odpadu. S rostoucími náklady na skládkování a spalování se tříděný sběr a zpracování zvýhodňuje. Především je zřejmé, že zavedení tříděného sběru BRKO v obcích nemusí být ztrátovou činností. Významnou roli v analýze ekonomiky provozu systému nakládání s BRKO hrají i podmínky odbytu výstupních produktů procesu využití – kompostu, resp. bioplynu (vč. tzv. fermentačního zbytku). Také podpora výkupních cen elektřiny vyrobené z bioplynu státem představuje významný příspěvek do zlepšení ekonomiky nakládání s BRKO.

Literatura

1. VÚV TGM (2009): *Informační systém odpadového hospodářství*
2. IREAS (2009): VaV-SP/2f1/87/08 „Návrh integrovaného systému nakládání s BRKO v Moravskoslezském kraji“
3. HŘEBÍČEK, J. – HORSÁK, Z. (2008) : *Integrovaný systém nakládání s odpady*, časopis Odpady 9/2008
4. INFA (2006): *Kostenbetrachtung für die separate Bioabfallsammlung und –behandlung im Vergleich zur gemeinsamen Entsorgung mit dem Restabfall*, Endbericht für den VHE, 23. Mai 2006
5. GALLENKEMPER, B.- DOEDENS, H. (1994): *Getrennte Sammlung von Wertstoffen des Hausmülls, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis*, Band 65, Berlin: Erich Schmidt Verlag
6. MURL (1999): *Bioabfallsammlung und Kompostverwertung in Nordrhein-Westfalen*, November 1999
7. HEYWORTH, A. (2001): The value of compost, In: Evropská komise. *Applying compost benefits and needs*, Seminář Proceedings, Brussels, 22 – 23. November 2001, přístup z WWW: http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf_comments/040119_proceedings.pdf, citace: 14. 6. 2009
8. ENERGETICKÝ REGULAČNÍ ÚŘAD (2008): Cenové rozhodnutí č. 8/2008 ze dne 18. listopadu 2008, 2008, přístup z WWW: <http://www.czrea.org/cs/energetika-a-legislativa-v-cr/cenove-rozhodnuti>, citace: 24. 11. 2009
9. HRŮZA, R. – STOBER, K. (2009): *Co ovlivňuje efektivitu provozu bioplynové stanice*, přístup z WWW: <http://biom.cz/cz-bioplyn/odborne-clanky/co-ovlivnuje-efektivitu-provozu-bioplynove-stanice>, citace: 16.6.2009
10. BAČÍK, O. (2006): *Jak na bioodpady? Zkušenosti z Německa (IV.)*, Časopis Odpady 3/2006
11. BAUER, F. (2005): *Ze zbytků jídla elektřina a teplo*, Odpadové Fórum 12/2005
12. BERGER, P. (2007): *Komunitní kompostování v Göteborgu*, Časopis Odpady 10/2007
13. CZ BIOM - České sdružení pro biomasu (2004): *Realizační program pro biologicky rozložitelné odpady BRO*, 2004, přístup z WWW: <http://biom.cz/rp-bro/rp-bro.pdf>, citace: 24. 11. 2009
14. DEKONT INTERNATIONAL, s.r.o. (2005): VaV/SM/720/1/03 „Výskyt dominantních zdrojů biologicky rozložitelného odpadu v ČR. Identifikace a popis zásadních původců BRO, trendy vývoje produkce a možnosti alternativního využívání a odstraňování“
15. DEKONT INTERNATIONAL, s.r.o. (2007): VaV/SL/7/48/05 „Materiálové toky a nakládání s odpady – nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a zvyšování jejich materiálového a energetického využití“
16. FAVOINO, E. (2003): *Oddělený sběr kompostovatelných odpadů, kompostování a biologická úprava zbytkového odpadu. Zkušenosti a současné trendy v Evropě*, 2003, ISSN 1801-2655 (dostupné online: <http://biom.cz/clanky.stm?x=148778>, poslední přístup 13. 11. 2008)

17. FAVOINO, E. (2008): *Composting across Europe*, online zdroj: <http://kallithea.hua.gr/compost.net/Favoino%20,%20composting%20across%20Europe.pdf>, poslední přístup 13. 11. 2008
18. HABART, J.- VÁŇA, J. (2005): *Marketing prodeje kompostů*, Časopis Odpady 3/2005
19. HORSÁK, Z. (2005): *Komplexní řešení biologicky rozložitelných odpadů z měst a obcí*, Odpadové Fórum 1/2005
20. IEEP VŠE (2007): *VaV/SP/2f1/77/07 „Strategie prevence vzniku a třídění využitelných složek komunálního odpady na obecní úrovni a formování trhu s vytríděnými surovinami v České republice“*
21. KÁRA, J. (2005): *Biologicky rozložitelný komunální odpad*, Odpadové Fórum 11/2005
22. MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2003): *Plán odpadového hospodářství ČR*, Věstník MŽP (dostupné online: <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?type=TA&reference=P6-TA-2008-0282&language=CS&ring=A6-2008-0162>)
23. MOŇOK, B. (2003): *Bioodpad problém? Riešenie – kompostovanie!*, 2003, ISSN 1801-2655 (dostupné online: <http://biom.cz/clanky.stm?x=118424>, poslední přístup 13. 11. 2008)
24. NĚMEC, J. (2007): *Sběr bioodpadů – komfort versus náklady*, Odpadové Fórum 3/2007
25. PRUNEL, T. (2008): *Nakládání s odpady*, Sborník k projektu „Vytvoření integrovaného systému ochrany životního prostředí v Ekoregionu Úhlava na základě principů místního partnerství“, (dostupné online: http://www.ekoznacka.cpkp.cz/texty%20a%20prezentace/nakladani%20s%20odpady/Nakladani_s_o_dpady_text.pdf, poslední přístup 1. 11. 2008)
26. SAKO BRNO, a. s. (2005): *VaV/SL/7/115/05 „Výzkum možností využívání bioodpadu a zeleného odpadu z městských aglomerací“*
27. SLEJŠKA, A. (2002): *Sběr a komunitní kompostování domovních bioodpadů v ČR*, 2002, ISSN 1801-2655 (dostupné online: <http://biom.cz/clanky.stm?x=71651>, poslední přístup 11. 11. 2008)
28. SLEJŠKA, A. (2003): *Nakládání s biologickými odpady v provincii Miláno (1) Miláno východ*, 2003, ISSN: 1801-2655 (dostupné online: <http://biom.cz/index.shtml?x=123290>, poslední přístup 13. 11. 2008)
29. SLEJŠKA, A. (2006): *Sběr a využívání odpadů ze zahrad*, Biom.cz [online]. 2004-01-14 [cit. 2008-11-14]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/index.shtml?x=160376>>. ISSN: 1801-2655
30. SMITH, R. S. – JASIM, S. (2009): *Small-scale home composting of biodegradable household waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London*, Waste Management and Research 10/2009
31. TANZER CONSULTING (2007): *Transfer know.how při tvorbě efektivního kompostování na jižní Moravě, návrhová část – mikroregion Hustopečsko*

Economic analysis of the management of biodegradable municipal waste – case from Germany

Jitka ŠEFLOVÁ, Jan SLAVÍK

IREAS, Institute for Structural Policy, Mařákova 292/9, 160 00 Praha 6

e-mail: seflova@ieep.cz

Summary

The economic analysis of biological waste collection is an essential assumption for the effectiveness of this system. Apart from the economic incentives on the providers side (the municipalities, cities) play a key role factors which influence local inhabitants. Separate collection of biowaste is primarily aimed for production reduce of mixed municipal waste, and thus lower expenses of the total system costs. The article analyzes various economic factors and costs of biodegradable municipal waste collection, states economic benefits of using biodegradable municipal waste and last but not least tries to capture factors affecting an amount of production of biological waste. To each part of the paper the examples of German studies are given.

Keywords: *biodegradable waste, costs of collection, composting*

Zhodnocení čistoty vstupní suroviny v kompostárně CMC Náměšť, a. s.

Bohdan STEJSKAL

Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

e-mail: bohdan.stejskal@mendelu.cz

Souhrn

Byl proveden rozbor tříděného biologicky rozložitelného komunálního odpadu s ohledem na míru nežádoucích příměsí. Oblastí zájmu bylo město Náměšť nad Oslavou a přilehlé obce Březník, Jinošov a Naloučany. Na základě opakovaných měření vzorků o hmotnosti vyšší než 200 kg bylo zjištěno, že míra nežádoucích nečistot v tříděném odpadu v Náměšti nad Oslavou se pohybuje v rozmezí 0,14 – 1,78 %_{hm} a v obcích Březník, Jinošov a Naloučany se pohybuje v rozmezí 0 – 1,4 % hm.

Systém třídění biologicky rozložitelných komunálních odpadů je téměř dokonalý a umožňuje výrobu vysoce kvalitního kompostu. Některé vzorky z malých vesnic byly zcela bez nežádoucích nečistot. V případě vzorků z malých obcí byla míra nežádoucích příměsí přesahující 1 % hm. zaznamenána pouze jednou.

Bylo by vhodné podrobně popsat způsob osvěty a výchovy obyvatel, přípravu a realizaci systému třídění, sběru a zpracování biologicky rozložitelných odpadů a tyto poznatky uplatnit při zavádění obdobných projektů v dalších obcích srovnatelné velikosti.

Klíčová slova: BRKO, čistota tříděného odpadu, kompostování, nežádoucí příměsí, systém sběru odpadů, třídění občany

Úvod

Využívání biologicky rozložitelných odpadů je jedním z hlavních problémů, které v České republice odpadové hospodářství v současnosti řeší. Použití upravených (zkompostovaných) biologicky rozložitelných odpadů jako organického hnojiva je vhodné z několika důvodů. Prvním přínosem je snížení množství biologicky rozložitelných odpadů ukládaných na skládku, jak vyplývá z požadavku směrnice Rady EU 1999/31/ES „o skládkách odpadů“¹, ze zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů² i z cílů Plánu odpadového hospodářství České republiky³. Dalším přínosem je návrat organické hmoty do půdy. Výhodou je rovněž možnost zpracování a využití odpadů v blízkosti místa jejich vzniku, což umožňuje zkrátit přepravní vzdálenosti a tím i náklady.

Základním předpokladem výroby kvalitního kompostu je kvalitní vstupní surovina, tj. biologicky rozložitelný odpad bez nežádoucích příměsí. Jak je uvedeno dále, v případě kompostárny, kterou provozuje firma CMC Náměšť, a. s., je vstupní surovina velmi kvalitní.

Popis zařízení

Kompostárnu bioodpadu s kapacitou 3 000 t zpracovaného bioodpadu za rok uvedla v roce 2006 do provozu firma CMC Náměšť, a. s. Kompostárna by měla sloužit ke zpracování biologicky rozložitelného odpadu převážně z mikroregionu Náměšťsko a Chvojnice, ale je možné zpracovávat bioodpad i ze širšího okolí.

Pro obyvatele mikroregionů je možné v provozní době kompostárny navážet vytríděný bioodpad do 1 tuny zdarma. Dále jsou v obcích rozmístěny označené velkoobjemové kontejnery na vytríděný bioodpad, jejich svoz probíhá 1x – 2x za měsíc, v případě naplnění kontejneru se odvoz uskuteční v co nejkratší možné době.

V obcích Březník (629 obyvatel v roce 2005), Jinošov (309 obyvatel v roce 2006) a Naloučany (174 obyvatel v roce 2006) jsou rozmístěny hnědé perforované nádoby o obsahu 240 dm³ na tříděný bioodpad. Svoz těchto nádob probíhá ve 14denních intervalech. Ve městě Náměšť nad Oslavou (4796

obyvatel v roce 2006) jsou rozmístěny kontejnery o objemu 777 dm³ a svoz probíhá v 7denních intervalech.

Kompostárna leží v katastru obce Vícenice u Náměště nad Oslavou. Je vybavena technikou zajišťující precizní a správný průběh kompostovacího procesu se zajištěním hygienizace a ochrany všech složek životního prostředí.

Kompostárna má souhlas ve smyslu ustanovení § 14 odst.1 zák. č. 185/2001 Sb., o odpadech k provozu zařízení k využívání odpadů R3 – kompostování – zařízení pro využívání biologicky rozložitelných odpadů č.j. KUJI 13100/2004 OZP Fi/2 KUJIP00CBHZI.

Materiál a metody

Z provozních důvodů byl vyříděný odpad analyzován až po jeho shromáždění v areálu kompostárny. Měření bylo prováděno od podzimu 2009 do jara 2010, zvláště pro obec Náměšť nad Oslavou a zvláště pro obce Březník, Jinošov a Naloučany.

Vhledem k dojezdové vzdálenosti na kompostárnu (cca 60 km) byly při každém terénním šetření odebrány 2 x 2 vzorky, celkem 2 x 10 vzorků vyříděného odpadu. Jednotlivé vzorky byly odebrány nejpozději do dvou dnů po návozu vyříděných odpadů, bez jakékoli úpravy (rozhrnutí, podrcení, překopání). Velikost vzorku byla minimálně 200 kg, vzorek byl manuálně rozříděn dle Katalogu odpadů na (žádoucí) Biologicky rozložitelný odpad (20 02 01) a Biologicky rozložitelný odpad z kuchyní a stravoven (20 01 08)⁵ a na nežádoucí příměsi. Jednotlivé frakce byly vloženy do nádob (o objemu 20 dm³) a v nich zváženy na závěsné mechanické váze (mincíř). Od jednotlivých změřených hodnot byla následně odečtena hmotnost používané nádoby.

Zaznamenané hodnoty byly použity pro stanovení hmotnostní míry znečištění vyříděného biologicky rozložitelného komunálního odpadu (BRKO). Objemová míra znečištění nebyla stanovena z důvodů menší přesnosti a zejména z důvodu nenaplnění celé nádoby při hodnocení vzorku.

Výsledky a komentář měření

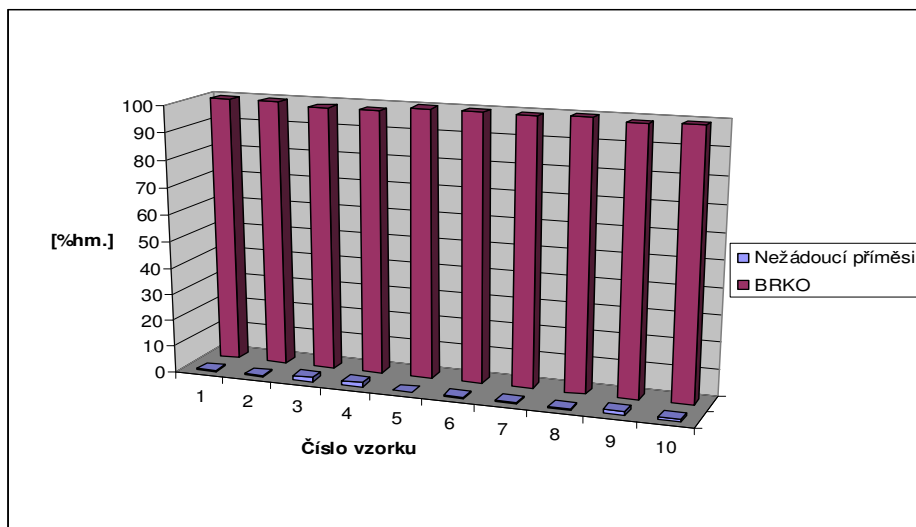
V rámci práce byl stanoven podíl nežádoucích příměsí ve vyříděném biologicky rozložitelném komunálním odpadu sebraném ve městě Náměšť nad Oslavou a ve svazku obcí Březník, Jinošov a Naloučany. Naměřené hodnoty byly z důvodů eliminace mírně rozdílných velikostí vzorků přepočítány na procentuální hmotnostní zastoupení jednotlivých složek. Tyto hodnoty jsou pro vyšší názornost uvedeny v grafické podobě. Nežádoucí příměsi tvořily předměty z plastů, skla a kovů (např. PE sáčky, PET láhve, skleněné láhve a střepey, zátky od nápojů, cigaretové nedopalky, kousky drátu), výjimečně i vedlejší živočišné produkty (např. králíčí kůže).

Tabulka 1: Naměřené hodnoty znečištění vyříděného BRKO z lokality Náměšť nad Oslavou

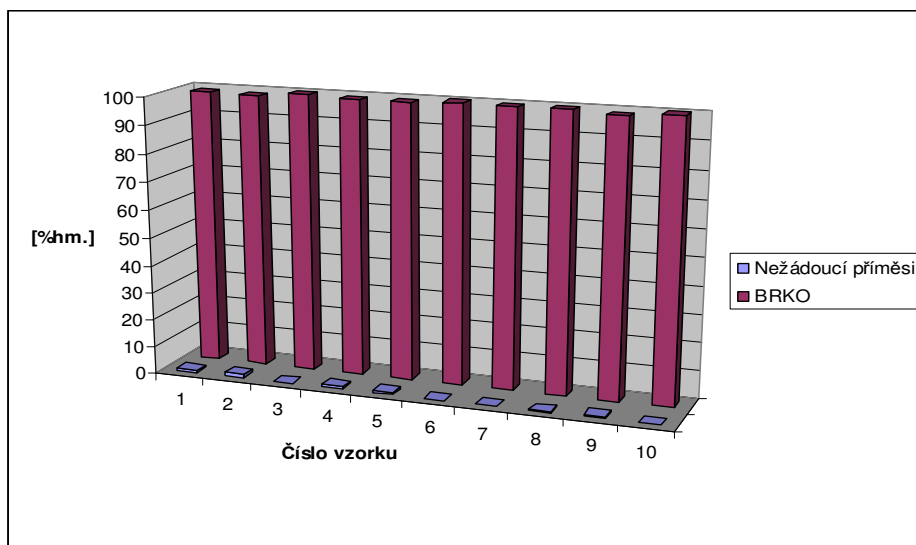
Datum návozu	Číslo vzorku	Hmotnost vzorku [kg]	Hmotnost BRKO [kg]	Hmotnost příměsí [kg]
23. 9. 2009	1	210	209	1
23. 9. 2009	2	223	222	1
6. 10. 2009	3	235	231	4
6. 10. 2009	4	224,5	220,5	4
5. 5. 2010	5	207,7	207,4	0,3
5. 5. 2010	6	206,9	206,1	0,8
19. 5. 2010	7	214,8	213,4	1,4
19. 5. 2010	8	208,2	207,8	0,4
2. 6. 2010	9	210,4	207,5	2,9
2. 6. 2010	10	207,2	205,6	1,6

Tabulka 2: Naměřené hodnoty znečištění vyříděného BRKO z lokality Březník, Jinošov a Naloučany

Datum návozu	Číslo vzorku	Hmotnost vzorku [kg]	Hmotnost BRKO [kg]	Hmotnost příměsí [kg]
23. 9. 2009	1	205	203	2
23. 9. 2009	2	214	211	3
6. 10. 2009	3	212,5	212,5	0
6. 10. 2009	4	213	211	2
5. 5. 2010	5	217,3	215,5	1,8
5. 5. 2010	6	210,5	210,5	0
19. 5. 2010	7	218,3	217,9	0,4
19. 5. 2010	8	225,3	225	0,3
2. 6. 2010	9	207	204,1	2,9
2. 6. 2010	10	203	203	0



Graf 1: Hmotnostní zastoupení složek tříděného BRKO z lokality Náměšť nad Oslavou



Graf 2: Hmotnostní zastoupení složek tříděného BRKO z lokality Březník, Jinošov a Naloučany

Jak je z naměřených hodnot patrné, míra nežádoucích příměsí ve vytříděném biologicky rozložitelném odpadu je velmi nízká. V Příloze č. 5 k vyhlášce č. 341/2008 Sb.⁶ uvedená povolená míra příměsí pro kompostování činí maximálně 2 ‰_{hm.} a rovněž provozovatelé kompostáren v závislosti na technologickém vybavení požadují maximálně 1 – 2 ‰_{hm.} nežádoucích příměsí ve vstupním odpadu^{7,8}.

Takovouto čistotu vykázaly všechny zkoumané vzorky, některé vzorky z malých obcí byly zcela bez nežádoucích příměsí. V případě vzorků z malých obcí byla míra nežádoucích příměsí přesahující 1 ‰_{hm.} zaznamenána pouze jednou. Hodnocený tříděný odpad je čistší než obdobně tříděný odpad v obci Tišnov (průměrná míra znečištění cca 2 ‰_{hm.})⁹ a výrazně čistší než tříděný odpad z města Kroměříž (průměrná míra znečištění > 5 ‰_{hm.})¹⁰. Obsažené nežádoucí příměsí se snadno odstraní přesátím výsledného produktu.

Z takto kvalitní vstupní suroviny je v kompostárně Náměšť vyráběn kompost, který splňuje všechny požadavky na 1. skupinu výstupů ze zařízení k využívání bioodpadů podle Přílohy č. 6 k vyhlášce č. 341/2008 Sb.⁶ v souladu se zákonem č. 156/1998 Sb., o hnojivech, ve znění pozdějších předpisů¹¹.

Závěr

V rámci výzkumu bylo provedeno zhodnocení aktuálního stavu kvality třídění biologicky rozložitelných komunálních odpadů občany ve městě Náměšť nad Oslavou a v obcích Březník, Jinošov a Naloučany.

Vytříděný biologicky rozložitelný komunální odpad je znečištěn nežádoucími přísadami v množství 0 – 1,78 ‰_{hm.}; zejména tříděný odpad z malých obcí dosahuje velmi vysoké čistoty. Při svém úsilí se občané daných obcí přiblížili k hranici možností čistoty tříděného odpadu. Z daného vytříděného odpadu je v kompostárně vyráběn kompost splňující všechny požadavky kladené na výstupy ze zařízení k využívání bioodpadů.

Největším současným problémem kompostárny je malý odbyt kompostu, přestože je velmi kvalitní. Tento problém řeší v podstatě všechny kompostárny v České republice (kromě specifických kompostáren, u kterých se nepředpokládá prodej výstupního produktu, např. kompostáren vybudovaných v areálu skládky za účelem biologické stabilizace odpadu a výroby rekultivačních materiálů).

Bylo by velmi účelné vhodným způsobem (např. formou bakalářské práce) podrobně popsat způsob osvěty, motivace a kontroly obyvatel při třídění biologicky rozložitelných odpadů. Takto vypracovaná studie by mohla posloužit obcím srovnatelné velikosti při zavádění vlastního systému třídění a sběru biologicky rozložitelných odpadů.

Literatura

[1] Rady EU 1999/31/ES „o skládkách odpadů“

[2] Zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech a o změně některých dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů.

[3] Nařízení vlády č. 197/2003 Sb., o Plánu odpadového hospodářství České republiky.

[4] Kompostárna bioodpadu [online, citace 2010-06-25]. Dostupné z <http://www.cmcnamest.cz/kompostarna.html>

[5] Vyhláška č. 381/2001 Sb. v úplném znění, kterou se stanoví Katalog odpadů, Seznam nebezpečných odpadů a seznamy odpadů a států pro účely vývozu, dovozu a tranzitu odpadů a postup při udělování souhlasu k vývozu, dovozu a tranzitu odpadů (Katalog odpadů).

[6] Vyhláška č. 341/2008 Sb. o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady.

[7] Plíva P.: *III. Mezinárodní konference BIOLOGICKY ROZLOŽITELNÉ ODPADY jejich zpracování a využití v zemědělské a komunální praxi: Současný trend v mechanizaci kompostáren, Náměšť nad Oslavou, 9. – 11. 10. 2007*, Sborník z konference (bez editora). ISBN: 80-903548-3-1

[8] Roy A., Kocán P., Plíva P.: *III. Mezinárodní konference BIOLOGICKY ROZLOŽITELNÉ ODPADY jejich zpracování a využití v zemědělské a komunální praxi: Ověřování výsledků výzkumu na experimentální kompostárně VÚZT, v. v. i., Náměšť nad Oslavou, 9. – 11. 10. 2007*, Sborník z konference (bez editora). ISBN: 80-903548-3-1

[9] Chudárek T., Friedmann B., Horsák Z., Hejč M., Piliar F., Hřebíček J.: *ODPADY biodegradabilní – energetické a materiálové využití: Systémy sběru komunálního BRO, předběžné vyhodnocení výsledků separovaného sběru komunálního BRO v lokalitě Tišnov, Brno*, 6. 11. 2008, Sborník z konference (Kotovicová Jana). ISBN: 978-80-7375-229-3

[10] Stejskal, B.: Zhodnocení aktuální kvality třídění biologicky rozložitelného komunálního odpadu občany města Kroměříž. *Waste Forum*. [online, citace 2010-06-25]. In *Waste Forum*. 2009. sv. 2009, č. 2, s. 70 – 73.

[11] Zákon č. 156/1998 Sb. o hnojivech, ve znění pozdějších předpisů.

Assessment of feedstock purity at composting plant CMC Náměšť, a. s.

Bohdan STEJSKAL

Mendel University Brno, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Czech Republic

e-mail: bohdan.stejskal@mendelu.cz

Summary

An analysis of sorted biodegradable municipal waste composition was carried out. The area of interest was city Náměšť nad Oslavou and adjacent villages Březník, Jinošov and Naloučany. By repeated measurements of samples weighing more than 200 kg it was found that the undesirable impurities rate of sorted waste in Náměšť nad Oslavou varies from 0.14 to 1.78 % of weight and in Březník, Jinošov and Naloučany varies from 0 to 1.4 % of weight.

The system of biodegradable waste sorting is almost perfect and it allows the production of a high-quality compost. Some samples from small villages were completely pure of undesirable impurities. In the case of samples from small villages, the rate of undesirable impurities in excess of 1 % wt. has been recorded only once.

It is appropriate to describe in detail the system of education of the population and the creation of waste sorting system. Then it will be possible to use to apply this knowledge in implementing the system of biodegradable waste sorting in other villages of comparable size.

Key words: *biodegradable waste, purity of sorted waste, sorting by citizens, undesirable impurities*

Ověření efektivity kompostovacího procesu v domácích kompostérech

Monika MAZALOVÁ^A, Petr HEKERA^A, František JAVŮREK^A, Jana LACINÁ^A, Vlastimil KOSTKAN^A, Jan HEISIG^B, Vít VOŽENÍLEK^B

^a Katedra ekologie a životního prostředí, ^b Katedra geoinformatiky

Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci, Třída Svobody 26, 771 46 Olomouc

e-mail: mazalka.m@seznam.cz

Souhrn

Cílem studie bylo vyhodnotit rozdíly v kvalitě a množství kompostovatelné frakce komunálního odpadu produkované ve čtyřech odlišných typech sídelní zástavby města Olomouce, zhodnotit efektivitu kompostovacího procesu probíhajícího v běžně dostupném typu kompostérů a identifikovat stěžejní faktory podmiňující rychlost kompostování. Pokusně byl založen rovněž kompostér s podsítnou frakcí komunálního odpadu zahrnující všechny částice komunálního odpadu menší než 20 mm.

V rámci experimentu byl zaznamenáván chod externí teploty a teploty uvnitř kompostérů a procentuální obsah kyslíku v jednotlivých vrstvách kompostu.

Stěžejním korelátem rychlosti kompostování je externí teplota společně s množstvím nově přispaného materiálu (tloušťkou vrstvy). Obsah kyslíku a vnitřní teplota vykazují inverzní závislost. Praktickou aplikací experimentu jsou výsledky popisující objemovou změnu materiálu, jež činila průměrně 80 % a významně se nelišila u všech čtyř typů městské zástavby, zatímco v případě prosevu byla objemová ztráta výrazně nižší (cca. 52 %).

Klíčová slova: kompostování, komunální odpad, podsítná frakce/prosev, objemové změny

Úvod

Studie vznikla jako jeden z dílčích cílů projektu, zahrnujícího vyhodnocení rozdílů v kvalitě a kvantitě komunálního odpadu vyprodukovaného domácnostmi lokalizovanými ve čtyřech odlišných typech městské zástavby. Ústřední hypotézou přitom je, že se produkce jednotlivých frakcí směsného komunálního odpadu liší jak v závislosti na místě, resp. typu zástavby, tak i na době vzniku (sezónnost produkce odpadů). Čtyři definované typy jsou reprezentovány a) sídlištní panelovou zástavbou, b) vilovou zástavbou, c) starou zástavbou historického jádra města a d) vesnickou zástavbou.

Objem biologicky rozložitelné frakce komunálního odpadu by měl podle našeho názoru jednak prodělávat největší výkyvy v průběhu roku, jednak velmi dobře korelovat s typem zástavby a tím i složením produkovaného odpadu – výchozího materiálu, využitelného ke kompostování.

Cílem předkládané dílčí studie je zhodnotit efektivitu kompostovacího procesu, probíhajícího v běžně dostupných typech kompostérů a identifikovat stěžejní faktory, podmiňující rychlost kompostování. Výchozím předpokladem přitom bylo napodobení chování běžného uživatele komerčních kompostérů, tedy v zásadě bezzásahový režim. Mimo experimentálního kompostování biodegradabilní frakce komunálního odpadu z výše uvedených čtyř lokalit byl založen pokus o kompostování směsné podsítné frakce komunálního odpadu.

Experimentální část

Studie vyhodnocuje data získaná v průběhu deseti měsíců trvání výzkumu. S měsíční periodou byl prováděn rozbor komunálního odpadu ze čtyř zájmových oblastí odlišných strukturou sídelní zástavby. Hmotnost každého vzorku byla nejméně 1000 kg, metodou náhodného vzorkování bylo odebráno vždy 200 kg materiálu, jež bylo následně vytríděno do jednotlivých frakcí dle použité metodiky¹. Z důvodů snahy o zjištění případných rozdílů ve složení produkovaného odpadu po víkendů a přes běžný pracovní týden byl na lokalitě reprezentující sídlištní typ zástavby (kompostér 2 – sídlištní zástavba) prováděn odběr a rozbor vzorků dvakrát, oproti jednomu měsíčnímu odběru z ostatních tří lokalit, kde svoz

komunálního odpadu probíhá pouze jednou týdně a není zde tedy umožněno srovnání. Sezónní chod hmotnosti odebraných vzorků kompostovatelného odpadu pro jednotlivé lokality zaznamenává **tabulka 1**.

Zájemové složky – kompostovatelný materiál a podsítná frakce (síto o průměru ok 20 mm) – byly zjednodušeným způsobem homogenizovány (manuální rozmělnění objemnějších částí, např. velké kusy zeleniny a ovoce – celé melouny, dýně aj. byly posekány na částice o průměru ca. 5 cm, resp. drcení dřevnatých složek drtičem Bosch řady Rapid AXT 2200) a umístěny do kompostérů volně komunikujících s povrchem půdy. S ohledem na předpokládané potřeby běžného uživatele byly zvoleny velkoobjemové kompostéry (700 dm³) kónického tvaru se zúžením směrem k vrcholu, vyrobené z recyklovaných plastů, perforované konstrukce, opatřené uzavíratelným poklopem. Obsah nádoby nebyl v průběhu kompostování dále promícháván (zhoršená manipulace vzhledem ke konstrukci kompostéru). Výsledkem bylo výrazné vrstvení a nehomogenita mezi jednotlivými vrstvami. Design pokusu byl navržen uvedeným způsobem za účelem modelace chování běžného uživatele, který je limitován stejnými faktory (viz tvar a rozměry kompostéru).

V jednotlivých kompostérech byly průběžně sledovány a zaznamenávány objemové změny materiálu, vývoj maximální teploty a provzdušnění (obsah kyslíku v %) v čase. Vývoj teploty byl sledován jako průběžné zaznamenávání maximálních teplot naměřených v daném kompostéru, přičemž výchozím předpokladem byla snaha zaznamenat teplotu v právě aktivní vrstvě kompostu (tam, kde probíhá intenzivní rozklad za produkce CO₂ a odpadního tepla). K měření aktuální maximální teploty byl použit digitální teploměr GKF 125 s rychlou odezvou. Obsah kyslíku byl zaznamenáván v definovaných vrstvách kompostu, resp. kolmých hloubkách od povrchu materiálu uvnitř kompostéru (10, 20, 30 a 40 cm). Takto bylo sledováno provzdušnění v mikroatmosféře každé vrstvy. Na měření obsahu kyslíku byl použit přenosný jednoúčelový chromatograf ASIN O2 s vpichovací sondou.

Měsíc svozu	Hmotnost vyříděného kompostovatelného materiálu (kg) pro jednotlivé lokality				Celková hmotnost vzorků (kg)
	Riegerova (centrum města)	Neředín-sídliště (panelové domy)	Neředín-vilky (vilová čtvrť)	Radíkov (vesnice)	
Leden	18,85	63,85	25,30	39,90	147,90
Únor	32,80	48,55	36,50	44,50	162,35
Březen	27,55	71,75	56,60	42,95	198,85
Duben	19,60	55,00	23,10	-	97,70
Květen	26,60	92,15	27,10	20,10	165,95
Červen	24,75	81,90	37,75	19,90	164,30
Červenec	21,40	80,25	36,25	35,05	172,95
Srpen	29,65	81,35	36,65	27,95	175,60
Září	28,75	98,75	30,30	41,10	198,90
Říjen	28,45	77,55	31,70	39,25	176,95

Tabulka 1: Hmotnosti jednotlivých vyříděných vzorků kompostovatelného odpadu v průběhu roku 2009

Výsledky a diskuse

Teplota

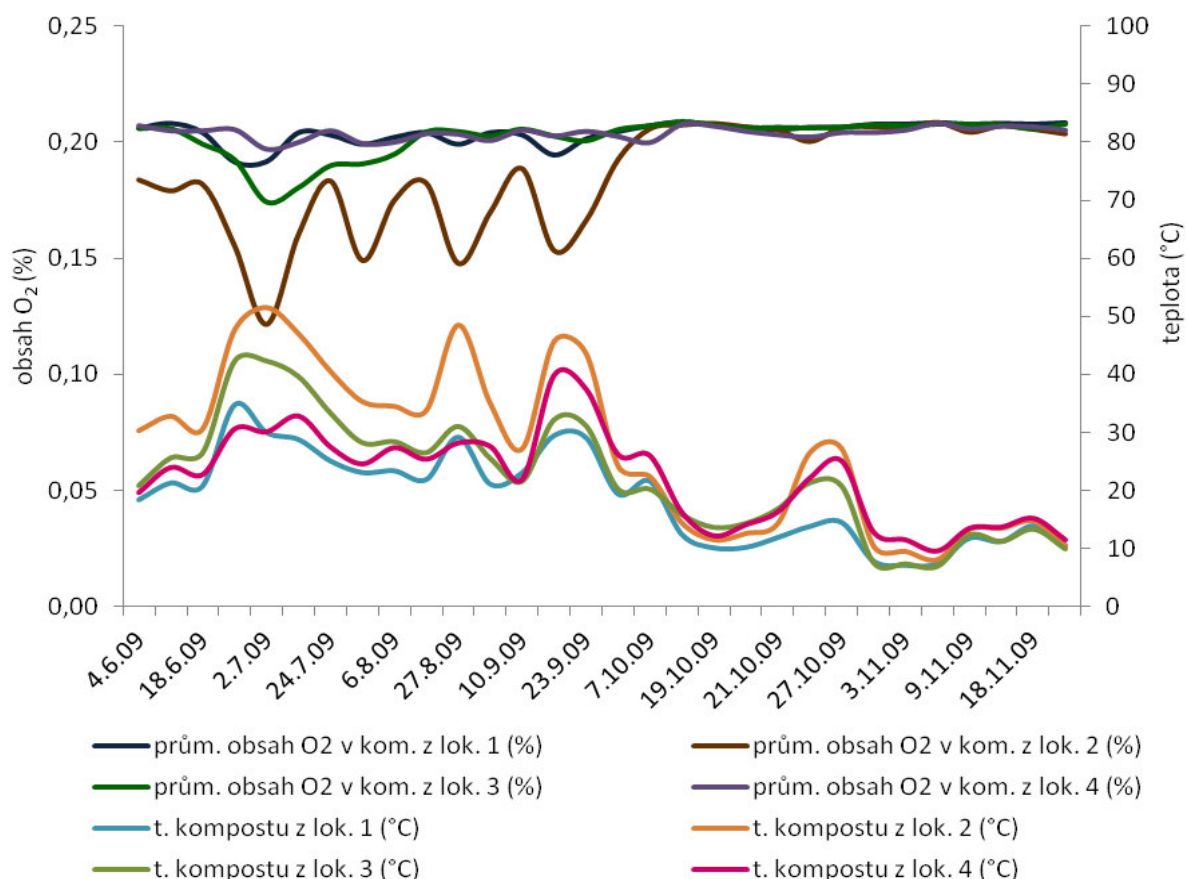
Vlastní kompostovací proces neprobíhal rovnoměrně v celém profilu kompostovaného materiálu. Kromě vertikální nehomogenity materiálu se projevovала i nehomogenita horizontální. Výsledkem byl vznik lokálních kompostovacích procesů na předmětných „mikrostanovištích“ o plošném rozsahu v řádech stovek cm² s rozdílnou intenzitou a teplotou (až 10 °C v rámci jednoho horizontu). Vizually bylo možno tuto diferenciaci sledovat jako místní výrazný úbytek organické hmoty (propad vrstvy materiálu).

Další významně nehomogenní veličinou v rámci obsahu kompostérů byla vlhkost. Materiál uložený blíže perforovaných stěn kompostéru byl více vysušován prouděním okolního vzduchu komínovým efektem, proto i vlastní kompostovací proces byl nejintenzivnější ve středových částech a pod povrchem, což lze doložit mj. pravidelně naměřenými nejvyššími teplotami právě v těchto místech.

Význam hloubky pod povrchem se měnil se změnou venkovní teploty a vlhkosti proudícího vzduchu. Při nižších externích teplotách a vyšších vlhkostech byly kompostovací procesy nejintenzivnější v horizontech 10 – 20 cm, v teplých a suchých obdobích probíhalo kompostování nejintenzivněji v horizontech 20 – 30 cm. Mimo klimaticky příznivé období (při poklesu vnější teploty pod hranici cca. 10 °C) hrála zřejmě značnou roli v průběhu procesu kompostování mocnost vrstvy nově dodaného substrátu, tedy hmotnost nově přisypaného vzorku. V chladných měsících lze spekulovat dokonce o stěžejní roli mocnosti vrstvy substrátu při vlastním zahájení procesu kompostování. Obecně lze konstatovat, že v kompostérech s nejvyšší hmotností přisypaného materiálu bylo dosaženo maximálních hodnot vnitřní teploty. Toto schéma respektoval i vývoj teplot v kompostéru s jemným prosevem.

Obsah kyslíku

V průběhu kompostovacího procesu se výrazně měnil obsah kyslíku. Po nastartování procesu docházelo ke značnému snížení procentuálního obsahu kyslíku, deficit kyslíku byl nejvýraznější zpravidla 2 – 3 týdny po dodání nového substrátu v příznivých povětrnostních podmínkách (vyšší externí teplota kolem 20 °C). Při snižování intenzity termické fáze procesu se obsah kyslíku vyrovnával s obsahem v externím vzduchu. Tento trend bylo možno sledovat i v rámci vertikálního vrstvení. V případě čtyř sledovaných kompostérů s biodegradabilním materiálem lze konstatovat, že chod procentuálního zastoupení kyslíku, resp. jeho úbytek korespondoval s chodem maximální teploty materiálu (**obrázek 1**).



Poznámka: Lokalita 1 – stará domovní zástavba, 2 – sídlištní zástavba, 3 – vesnická zástavba, 4 – vilová zástavba.

Obrázek 1: Závislost obsahu kyslíku na průběhu teplot v jednotlivých kompostérech

Odlíšný trend vykazoval kompostér s prosevem. Ve všech měřených vrstvách byla koncentrace kyslíku relativně stabilní (19,5 – 21 %), navzdory velmi rozkolísanému průběhu maximálních teplot.

Domníváme se, že popsaný jev lze interpretovat jednodušší difuzí kyslíku z okolní atmosféry umožněné nižší vlhkostí materiálu prosevu v porovnání s často až kašovitou konzistencí komponent běžného biodegradabilního odpadu v ostatních kompostérech.

Efektivita průběhu termické fáze zrání prosevu byla zřejmě způsobena rovněž jemnější strukturou materiálu s větším aktivním povrchem. Nástup fáze zrání, doprovázené zvýšenou teplotou, a tedy i intenzivní spotřebou kyslíku, probíhal v prosevu rychleji než v ostatních případech, přesto se lze domnívat, že rychlá spotřeba kyslíku byla saturována jednodušším dosycováním z okolí, ve srovnání s ostatními pokusy.

Objemové změny

Pro zjištění změny objemu byla srovnána data o objemu kompostovatelného odpadu získaná během pravidelných měsíčních analýz s aktuálním objemem materiálu v kompostérech. Ke zjišťování objemu materiálu byly použity vzorce k výpočtu objemu prostorových těles, s dosazením konkrétních parametrů (např. v případě kompostérů o tvaru komolých jehlanů byla jako proměnná zadána vždy výška vrstvy materiálu v konkrétním kompostéru). Uváděné hodnoty objemů jsou tedy vždy do jisté míry zatíženy metodickou chybou, zaokrouhlováním atd.

Objemové změny kompostovatelného bioodpadu ze všech čtyř sledovaných oblastí nevykazovaly významný rozdíl a pohybovaly se okolo hodnoty 80% ztráty objemu. Naproti tomu objemové změny podsítné frakce – prosevu byly výrazně nižší – jen okolo 50 %. Uvedený fakt lze interpretovat jako důsledek vysokého obsahu anorganických materiálů, zvláště popelovin v této materiálově netříděné frakci směsného komunálního odpadu. Dosažené vysoké hodnoty 80% redukce objemu ve srovnání s aktuálními publikacemi zahraničních autorů^{2,3} lze interpretovat jednak jako funkci chemické struktury vsazeného materiálu (velkou část materiálu tvořily zbytky dužnatých plodů, zeleniny, posečená tráva aj., jež jsou z velké části složeny z jednodušších sacharidů, snadno podléhajících mikrobiálnímu rozkladu⁴, jednak jako logický důsledek délky experimentu.

Závěr

Uvedené výsledky považujeme pouze za orientační, přesto lze na jejich základě formulovat některé obecně aplikovatelné závěry. Běžný kompostovatelný bioodpad z domácností, ukládaný do kompostérů v průběhu jednoho roku prodělává značné objemové změny. Prostřednictvím metabolismu dekompozitorů, podílejících se na procesu aerobního biologického rozkladu organických látek, bylo odbouráno v průměru 80% objemu materiálu, vloženého do kompostérů.

Stěžejní faktory zásadně ovlivňující aktivitu mikroorganismů, a tedy i průběh kompostování, (vnitřní teplota, obsah kyslíku a vlhkost⁵) jsou do značné míry ovlivněny externí teplotou a objemem, resp. tloušťkou vrstvy nově přidávaného materiálu.

Podsítná frakce, jemný prosev o velikosti zrn do 20 mm je substrátem primárně nevhodným ke kompostování, nejen pro výskyt nebezpečných složek (např. monočlánky aj. baterie, léky apod., ale taky z důvodů nedostatečné objemové ztráty.

Chemické složení výluhů z kompostovatelného bioodpadu a podsítné frakce je předmětem aktuálního výzkumu a bude publikováno v další fázi řešení projektu.

Poděkování

Tento výzkum vznikl na základě finanční podpory VaV projektů MŽP ČR č. SP/2f1/166/08 a spolupráce se společností Ekokom a. s. a Magistrátem statutárního města Olomouc.

Literatura

1. Benešová L. a kol.: *Intenzifikace sběru, dopravy a třídění komunálního odpadu*. Závěrečná zpráva VaV/720/2/00. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha 2003.
2. Tang J. C., Zhou Q. X., Katayama A.: *J. Microbiol. Biotechnol.* 20, 925 (2010).
3. Generowicz A., Olek M.: *Pol. J. Chem. Tech.* 12, 67 (2010).
4. de Araujo A. S. F., de Mello W. J., Singh R. P.: *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 9, 41 (2010).
5. Bernal M. P., Albuquerque J. A., Moral R.: *Bioresour. Technol.* 99, 3372 (2008).

The verification of the composting process effectiveness in garden composters

Monika MAZALOVÁ^A, Petr HEKERA^A, František JAVŮREK^A, Jana LACINÁ^A, Vlastimil KOSTKAN^A, Jan HEISIG^B, Vít VOŽENÍLEK^B

^aDepartment of Ecology & Environmental Sciences, ^bDepartment of Geoinformatics
Faculty of Science, Palacký University, Olomouc

e-mail: mazalka.m@seznam.cz

Summary

The aim of the study was to analyze differences in quality and in the amount of the biodegradable fraction of the municipal waste, appropriate to the composting, produced in the four different types of urban area of Olomouc, evaluate the effectiveness of composting-process in the common type of garden composter and identify the main causal factors of the composting rate. The fifth experimental composter was the one with siftings – all the small particles, which were sieved through the sifter with the size of mesh 40 mm.

The courses of the external and internal temperature and the percentage of oxygen in the particular layers of the material in the composters were observed.

The fundamental correlate of the composting process intensity/rate was the external temperature as well as the amount of the material (the layer thickness) recently placed into the composter. The oxygen contents and the internal temperature of the composting substrate were inversely correlated. The practical application of the experiment brought the results describing the voluminal decrease of the composted material which was about 80% of the whole volume of substrate placed into the composters. Surprisingly, no significant difference in the volume decrease was found in the four urban areas/composters, whereas the volume loss in the fifth composter with the siftings was significantly lower, reaching only 52%.

Keywords: composting, municipal waste, siftings, volume changes

Recyklace heterogenních PVC odpadů

Ivo ŠPAČEK^A, Jana KOTOVICOVÁ^B

^a Odbor kvality a životního prostředí, Fatra, a. s., T. Bati 1541, 763 61 Napajedla
e-mail: ivospacek@seznam.cz

^b Ústav aplikované a krajinné ekologie, Agronomická fakulta,
Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno
e-mail: kotovicj@mendelu.cz

Souhrn

Příspěvek se zabývá problematikou mechanické recyklace heterogenních materiálů na bázi měkčeného PVC s obsahem výztužné PES tkaniny. Jedná se o výrobní odpady z produkce PVC střešních izolačních krytin. Příspěvek popisuje recyklační linku, která byla uvedena do provozu pro možnost materiálového využití popisovaného typu odpadu a jeho navrácení zpět do výrobního cyklu jako částečná náhrada primárních surovin.

Klíčová slova: PVC, recyklace, plastové heterogenní odpady, drcení, hydroizolační folie, střešní krytiny

Úvod

Plasty se pro svoje užité vlastnosti staly nepostradatelnou součástí výrobků uplatňovaných na dnešních trzích. Podíl plastů ve výrobcích se neustále zvyšuje a současně se zvyšuje i diverzita plastů v různých aplikacích. V některých případech je použití plastů nezastupitelné pro jejich specifické užité vlastnosti. Významnou roli mezi plasty zaujímá PVC – polyvinylchlorid, jak ve formě tvrdého PVC, tak ve formě měkčeného PVC. Podle uskutečněných socio-ekonomických průzkumů bylo vyrobeno ve státech EU v roce 2000 celkem 6 mil. tun výrobků na bázi PVC. Odvětví průmyslu zaměstnávalo 530 tis. zaměstnanců¹.

V současné době existují četné tlaky na omezení či až zákaz používání PVC. Faktem však zůstává, že PVC se stalo plastem s prakticky nejširší uplatnitelností pro svoje vhodné fyzikálně-mechanické vlastnosti, chemickou odolnost a v neposlední řadě i výhodnou cenu. Z hlediska užití je PVC nejvíce zastoupeno v aplikacích uplatněných ve stavebnictví – **tabulka 1**¹.

Tabulka 1: Zastoupení PVC v různých aplikacích a průměrná doba životnosti¹

Užití / aplikace	Zastoupení (%)	Průměrná doba životnosti (roky)
Stavby	57	10 až 50
Obaly	9	1
Nábytek	1	17
Jiné aplikace v domácnosti	18	11
Elektrotechnika / Elektronika	7	21
Automobily	7	12
Další použití	1	2 až 10

Dle zdroje¹ je ve stavebnictví použito 57 % vyrobeného PVC. Významný podíl užití PVC tvoří izolační folie využívané pro

- spodní izolace staveb jako ochrana proti průsakům spodní vody do stavebních konstrukcí,
- izolace proti průniku látek nebezpečných vodám do půdy a vod,
- střešní hydroizolační foliové systémy.

Recyklaci, či obecně znovuzískávání primárních (použitelných) surovin z odpadů, můžeme rozdělit z hlediska zasahování do původního materiálu (polymeru) do několika rovin. Nejvíce destruktivní jsou metody „chemické recyklace“, které mají za cíl provést řízenou depolymeraci materiálu za vzniku základních organických monomerů či základních organických látek⁶. Metody „fyzikální recyklace“ nemají za cíl zasáhnout do makromolekuly polymeru. Příkladem fyzikální recyklace PVC může být metoda VINYLOOP⁴. U této metody je odpad rozpuštěn a následně po odstranění nečistot a nežádoucích přísad je získáván zpět polymer.

Metody „mechanické recyklace“ mají za cíl z odpadu plastu získat recyklát schopný dalšího zpracování. Problematikou mechanické recyklace se zabývají např. projekty^{2, 3}. Projekt² řeší problematiku zpracování PVC odpadů převážně z oblastí aplikací ve stavebnictví. U odpadů z měkčeného PVC, jako například odpadů z podlahových krytin, popisuje metodu kryogenního mletí. Projekt³ řeší recyklaci kompozitních materiálů s obsahem plniv na bázi Kevlaru, grafitu a skleněných vláken a možnost jejich zpětného využití do lisovacích epoxidových hmot a PUR pěn.

Mechanická recyklace se řadí mezi procesy regenerace materiálů, které se při splnění podmínek dané technologie řadí mezi nejeftivnější způsoby. V maximální míře umožňují redukovat dopady na životní prostředí při vlastním provádění recyklace. Jako pomůcka v problematice recyklace plastů může posloužit příručka⁵. Pro možnost specifikace plastových recyklátů na bázi PVC slouží norma ČSN EN 15346⁷. Tato norma specifikuje charakteristiky recyklátů, udává metody zkoušení a posouzení PVC recyklátů určených pro použití v polotovarech a konečných výrobcích.

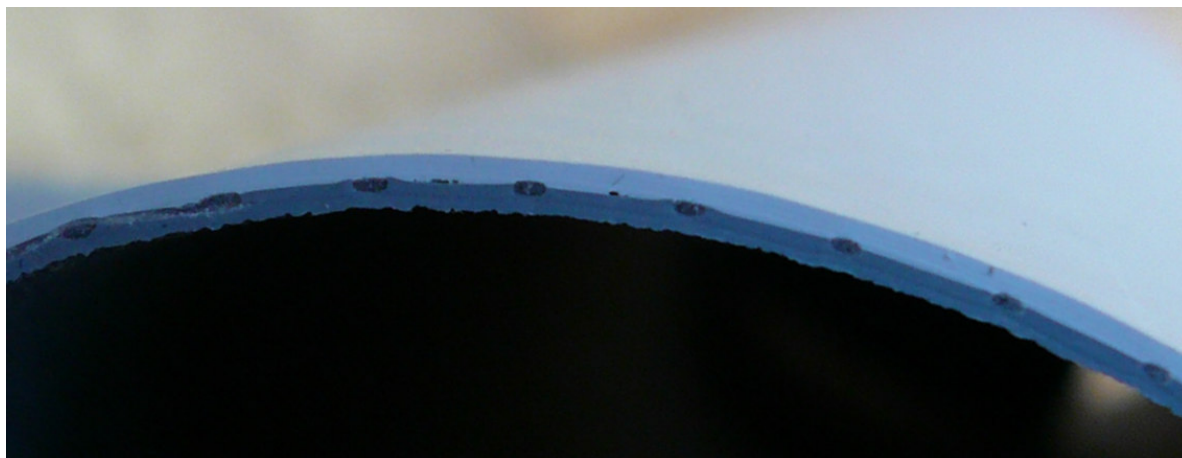
Příspěvek popisuje projekt recyklace výrobních odpadů z výroby PVC heterogenních střešních hydroizolačních fólií. Účelem projektu bylo v maximální míře využít vznikající odpady a umožnit jejich navrácení zpět do výrobního procesu.

Výhodou termoplastů, mezi které patří i PVC, je jejich recyklovatelnost zpět do daného výrobku, případně do výrobku s nižšími užitnými vlastnostmi (z hlediska barevnosti, mechanických vlastností). Nicméně recyklace naráží na některá úskalí a limitující faktory:

- čistota vstupního odpadu,
- definovatelnost složení odpadu,
- heterogenita odpadu, to znamená kombinace s jinými materiály.

Experimentální část

Problematika recyklace heterogenních plastových materiálů (či odpadů) popisovaná v tomto příspěvku má svá specifika a omezení z hlediska konstrukce fólie a potom následně i zpracovatelnosti odpadů. Pro zvýšení pevnosti a rozměrové stálosti se u tohoto druhu izolačních fólií používá jako výztužný prvek textilní výztuž ve formě řídké textilie (textilní mřížka), případně netkané textilie. Jako materiál jsou používána vlákna na bázi polyesteru (PES). V popisovaném případě je výztužný materiál na bázi PES ve formě mřížky. Detail zabudování mřížky ve struktuře folie je patrný na řezu – **obrázek 1**.



Obrázek 1: Detail zabudované PES mřížky na řezu fólie

Odpady z výroby střešních izolačních PVC fólií tvoří:

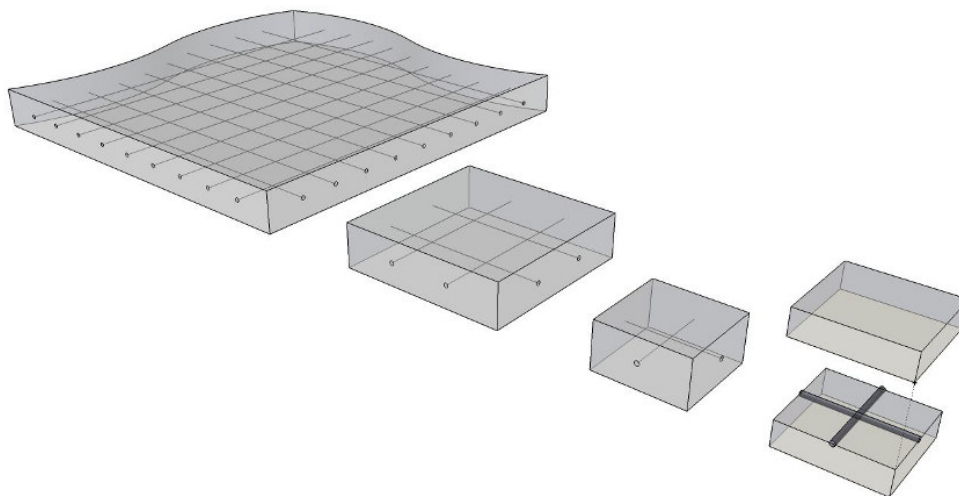
- technologicky nutné ořezy fólií na požadovanou šířku,
- odpady ze zajištění linky a odstavování linky,
- spoje balíků výztužného PES textilu,
- neshodné výrobky,
- odpady vznikající při poruchách výrobního zařízení.

Z hlediska zařazení odpadu ve smyslu zákona o odpadech⁸ a vyhlášky MŽP č. 381/2001 Sb., Katalog odpadů⁹, lze odpad zařadit jako odpad kategorie „O“ – ostatní, katalogové číslo 04 02 09 odpady kompozitních tkanin.

Materiálové využití (recyklace) heterogenních odpadů PVC/PES textil přináší s sebou nutnost oddělit od sebe PVC a textil. V podobě, v jaké se nacházejí odpady z výroby, je zpětné zpracování do výrobků nereálné. Při separaci musí být vzaty v úvahu následující vstupní parametry a požadované výstupy:

- odpady z fólií mají v sobě zabudovanou PES textilní mřížku s rozměry mřížky řádově stejnými jako je tloušťka folie. Poměr kolísá mezi cca 1 : 5 do 2 : 5 (tloušťka : rozměry mřížky),
- odpad tvoří výše jmenované útvary,
- tvrdost a ostatní fyzikálně-mechanické vlastnosti se mění s teplotou,
- je specifikována velikost částic recyklátu (drtě) vzhledem k požadavkům dalších zpracovatelských technologií,
- zbytkový textil v recyklátu nesmí zhoršovat možnost dalšího zpracování, fyzikálně-mechanické vlastnosti a vzhled (povrch) finálního výrobku.

Popisovaná problematika materiálového využití heterogenních odpadů z PVC hydroizolačních fólií byla realizována ve společnosti Fatra, a. Na základě předchozích zkušeností byla zvolena technologie drcení a separace od dodavatele Hosokawa Alpine. Princip recyklace je znázorněn na **obrázku 2**. Postupným drcením a mletím dochází ke zmenšování částic za současného mechanicko-pneumatického odlučování PES vláken.

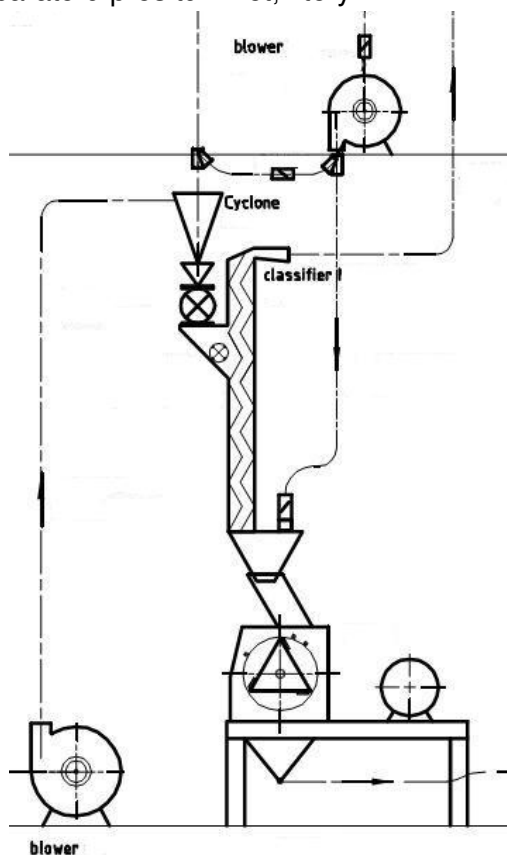


Obrázek 2: Schematické znázornění průběhu mechanické recyklace

Odpad fólie je ve dvou stupních drcení postupně zmenšen na rozměry částice řádově stejné jako původní tloušťka folie. Důležitým momentem je schopnost zařízení převážně ve 3. stupni docílit smykovými silami rozdělení částice v rovině zakotvené mřížky a obnažení vláken. Tím je umožněno dokončit uvolnění vláken ze struktury materiálu.

Kromě drtě PVC se v jednotlivých stupních tvoří shluky uvolněných PES vláken ve formě „vaty“ či dle jiné terminologie je vznikající hmota nazývána „cupanina“. Úkolem linky je kromě nadrcení odpadu separovat PVC drť od PES vláken. Princip odlučování vláken spočívá v rozdílném odporu částic vůči proudícímu vzduchu. Lépe vznosná část PES vláken je unášena přes separátor vzduchotechnikou k odlučovacímu filtru. Drť PVC s odlišným odporem vůči proudícímu vzduchu odchází spodní částí separátoru k dalšímu stupni zpracování.

Schéma separátoru představuje **obrázek 3**. Materiál (drť z předchozího stupně) vstupuje do separátoru přes turniket, který:



- dávkuje do separátoru nastavený tok drtě,
- pneumaticky odděluje separátor od předcházející pseudopravy

Separátor tvoří lomená komora, která nutí procházející dělený materiál měnit směr a rychlost. Separátorem je materiál unášen regulovatelným proudem vzduchu. Množství vzduchu a tím i současně rychlost pohybu je rozhodující pro správné dělení. Průtok vzduchu je v jednotlivých stupních individuálně nastavován s ohledem na stupeň drcení (velikost částic) a množství uvolněných vláken.

Linka umožňuje vytvářet dva druhy kvality drtě podle stupně rozdrcení a separace PES vláken. Kvalita „B“ vzniká po dvou stupních drcení a separace PES vláken. Velikost částic je řádově v mm a obsahuje zvýšené množství zbytkových vláken v drcených částicích. Drť kvality „A“ vzniká po průchodu posledním stupněm s upraveným drtičem, kde vlivem smykových sil dochází k účinnému rozrušování drtě z předchozího stupně v rovině PES výztuže a tím i ke snadnějšímu uvolnění vláken tak, jak bylo popsáno předešle. Stupeň drcení je zvolen tak, aby nedocházelo ke ztrátám příliš jemné drtě odloučením v třídíči.

Obrázek 3: Schéma separátoru s drtičem

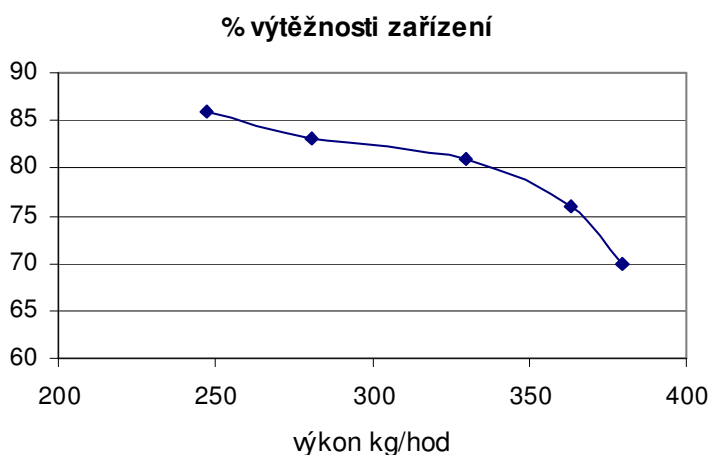
Výsledky a diskuse

Odladování linky bylo zaměřeno na:

- dosažení požadované kvality drtě z hlediska fyzikálně-mechanických vlastností,
- obsahu zbytkových vláken,
- dosažení požadovaného výkonu zařízení,
- optimalizace s ohledem na výtěžnost zařízení, to znamená poměru hmotnosti výstupu drtě kvality A vztahenou ke vstupujícímu odpadu.

Cílovým stavem je výroba pouze drtě s nejvyšším stupněm odloučení vláken vznikající po průchodu celou linkou. Podle dosavadních výsledků získaných při ověřovacích zkouškách lze dosáhnout cca 80% výtěžnosti kvality „A“ .

Z hlediska účinnosti zařízení (výtěžnosti) ve vztahu k celkovému výkonu byla změřena závislost dle **obrázku 4**.



Obrázek 4: Výtěžnost zařízení v závislosti na výkonu

Výsledným požadovaným produktem je drť PVC vhodná k dalšímu zpracování zpět do původního výrobku – **obrázek 5**. Získaná drť je zpracovatelná technologiemi válcování a vytlačování.

Odloučený podíl představuje odpadní „cupanina“ tvořená PES vlákny a neodloučeným PVC – **obrázek 6**. Tento zbytkový materiál v současné době nemá uplatnění. V dalším stupni vývoje koncepce zpracování heterogenních materiálů je uvažována možnost vývoje výrobku umožňujícího využít odpadní PES vlákna.

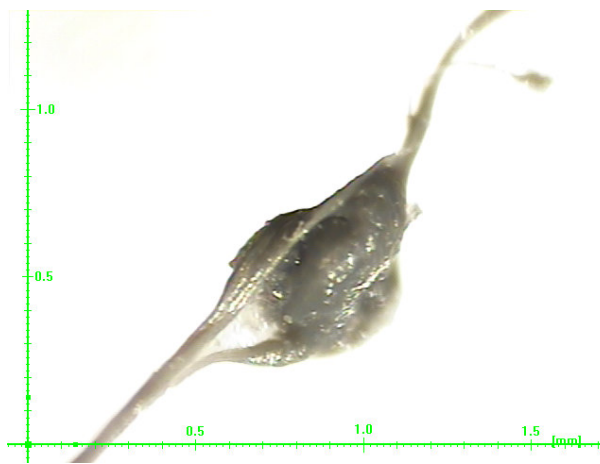
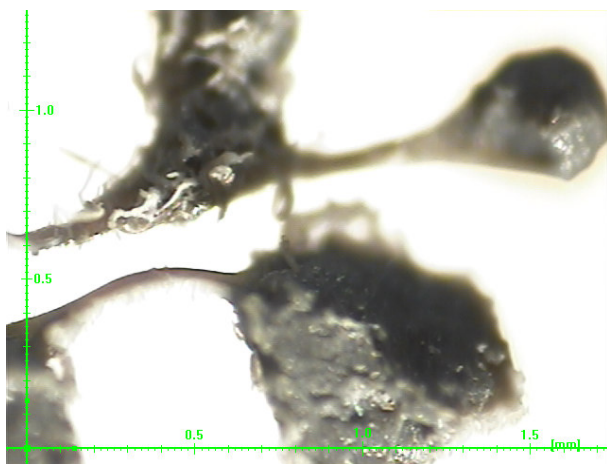


Obrázek 5: Výsledný produkt linky – drť PVC



Obrázek 6: Odpad PES vláken

Pro představu úrovně adheze PVC s textilními vlákny je uvedena na obrázku 7 mikrofotografie detailu vláken s ulpívajícím zbytkovým PVC.



Obrázek 7: Mikrofotografie detailu adheze zbytkového PVC na vláknech

Závěry

Popisovaná linka pro recyklaci odpadu z výroby střešních PVC hydroizolačních fólií byla realizována pro možnost materiálového využití vznikajících technologických odpadů. Ověřovacími zkouškami byla prokázána funkčnost sestavy a možnost z heterogenního odpadu s poměrně dokonale zabudovanou strukturou mřížky z PES vláken získat zpětně materiál použitelný do původního výrobku, který nahradí primární suroviny.

Linka umožňuje nastavit takový stupeň rozrušení původního fóliového materiálu do formy drtě, který umožní separaci PVC od PES vláken. Bylo prokázáno, že zbytková vlákna po zapracování do výrobku plní funkci plniva, které má příznivý vliv na zlepšení rozměrové stability následně vyrobeného produktu. Z procesu vzniká odpad PES vláken s podílem neodloučeného PVC. Využití tohoto podílu je předmětem dalšího vývoje. Linka umožňuje zpětně zhodnotit cca 80 % vstupujícího odpadu do formy použitelné pro další zpracování. Po konečném odladění linky lze očekávat další zvýšení efektivity procesu.

Seznam zkratk

PVC – polyvinylchlorid

PES – polyester

Literatura

1. Life Cycle Assessment of PVC and of principal competing materials
Commissioned by the European Commission, July 2004
Project Coordination - PE Europe GmbH
Dr. Martin Baitz, Mr. Johannes Kreißig, Ms. Eloise Byrne
2. Mechanical Recycling of PVC Wastes
Study for DG XI of the European Commission, January 2000, Eckhard Plinke
3. Recycling Advanced Composites
Clean Washington Center (CWC), December 1995
4. Metoda Vinyloop - <http://www.vinyloop.com/>
<http://www.chemeurope.com/news/e/8890/>
5. ISO/TC 61/WG 2 N 5206 Plastics —Guide for the production of recycled plastics materials.
Chemical Recycling of Plastic Waste (PVC and other resins), December 1999
Dr. A. Tukker, Ing. H. de Groot, Ir. L. Simons, Ir. S. Wiegiersma
7. ČSN EN 15346 (645805)
Plasty - Recyklované plasty – Charakterizace polyvinylchloridových (PVC) recyklátů
8. Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech, ve znění pozdějších předpisů
9. Vyhláška MŽP č. 381/2001 Sb. Katalog odpadů, ve znění pozdějších předpisů

Recycling of heterogenic PVC waste

Ivo ŠPAČEK^A, Jana KOTOVICOVÁ^B

^a Department of quality and environment, Fatra, a. s., T. Bati 1541, 763 61 Napajedla
e-mail: ivospacek@seznam.cz

^b Department of Applied and Landscape Ecology, Faculty of Agronomy, Mendel University of Agriculture and Forestry in Brno, Zemědělská 1, 613 00, Brno, Czech Republic
e-mail: kotovicj@mendelu.cz

Summary

The report describes production line for mechanical recycling. It works on the principle of mechanical shredding (grinding) and separating of PVC roofing sheets. Crushed material contains PVC and textile PES fibers. PVC and textile PES fibers such as "PES synthetic wool" are pneumatically separated from crushed material. Process of mechanical shredding and separating is multistage process. Target this process is granulate of PVC with defined quality as purity and dimension. Product of recycling can be used back to the some product – roofing sheets. Project of recycling is environmental friendly method for recovery PVC composite waste PVC with textile. Project can decrease mass of disposal waste.

Keywords: PVC, recycling, composite plastic waste, mechanical shredding, roofing sheets

Kamenné odprašky jako alternativní surovina v keramickém střepu

Radomír SOKOLÁŘ^A

^aVysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav technologie stavebních hmot a dílců, Veveří 95, 602 00 Brno,
e-mail: sokolar.r@fce.vutbr.cz

Souhrn

Během procesu zdobňování těženeho kameniva dochází k odprašování, tedy odsávání prachových částic. Takto vzniká každoročně několik tisíc tun odpadu, který se obvykle pouze skládá v prostorách vytěžených lomů. Článek představuje možnost využití tohoto těžebního odpadu v za sucha lisovaném keramickém střepu, který je typický např. pro keramické obkladové prvky (ČSN EN 14411). Uvedeno je chování tří odlišných odprašků z hlediska typu zdobňovaného kameniva (žula, moravská droba, amfibolit) ve střepu vypáleném na tři teploty. V porovnání se standardní neplastickou složkou surovinové směsi (směs křemene a živců) vykazují odprašky výhodnější vlastnosti.

Klíčová slova: kamenné odprašky, keramický střep, pórovitost

Úvod

Většina nerostných surovin se v přírodě vyskytuje ve stavu, který neodpovídá potřebám a požadavkům spotřebitelů a se musí proto upravovat. Pod pojmem úprava nerostných surovin se rozumí souhrn různých pracovních operací, jimiž se mění vlastnosti nerostných surovin [1]. Mezi důležitý úpravnický proces patří zdobňování, jenž má za úkol granulometricky upravovat kompaktní hmoty nebo větší kusy, které vznikají v lomech při dobývání horniny. Zdobňování rozpojené horniny na požadovanou granulometrii drceného kameniva se provádí pomocí drtičů (běžně čelistový, kuželový, odrazový). Podrcený materiál je poté přepraven na třídící linku, kde je roztříděn podle velikosti zrn na požadované frakce. V souvislosti s popsanou úpravou probíhá také proces odprašování zdobňovací linky, kdy dochází k zachycování odsávaných jemných částic kameniva na filtrech a tím vznikají tzv. odprašky.

Kamenné odprašky jsou v současné době velmi omezeně využívány například jako jemná frakce v betonářské technologii nebo při návrhu asfaltových směsí. V keramické technologii se výjimečně používají do cihlářské surovinové směsi, kde působí jako ostřívo, které nahrazuje doposud běžné křemenné písky. Procento takto využívaných odprašků je však velmi nízké. Vzhledem k vysokým ročním objemům vzniklých odprašků a kalů (běžně až několik desítek tisíc tun za rok v jednom lomu) dochází ke hromadění těchto odpadů obvykle v prostorách vytěžených lomů. Především v zahraniční literatuře se objevuje mnoho možností využití zejména žulových odprašků v keramickém střepu [2] – [4].

Cílem příspěvku je přinést přehled chování kamenných odprašků jako neplastické složky v surovinové směsi s vazným jilem, která představuje alternativu standardní surovinové směsi pro výrobu za sucha lisovaných keramických obkladových prvků podle ČSN EN 14411. Byla posuzována především pórovitost vypáleného střepu v závislosti na teplotě výpalu.

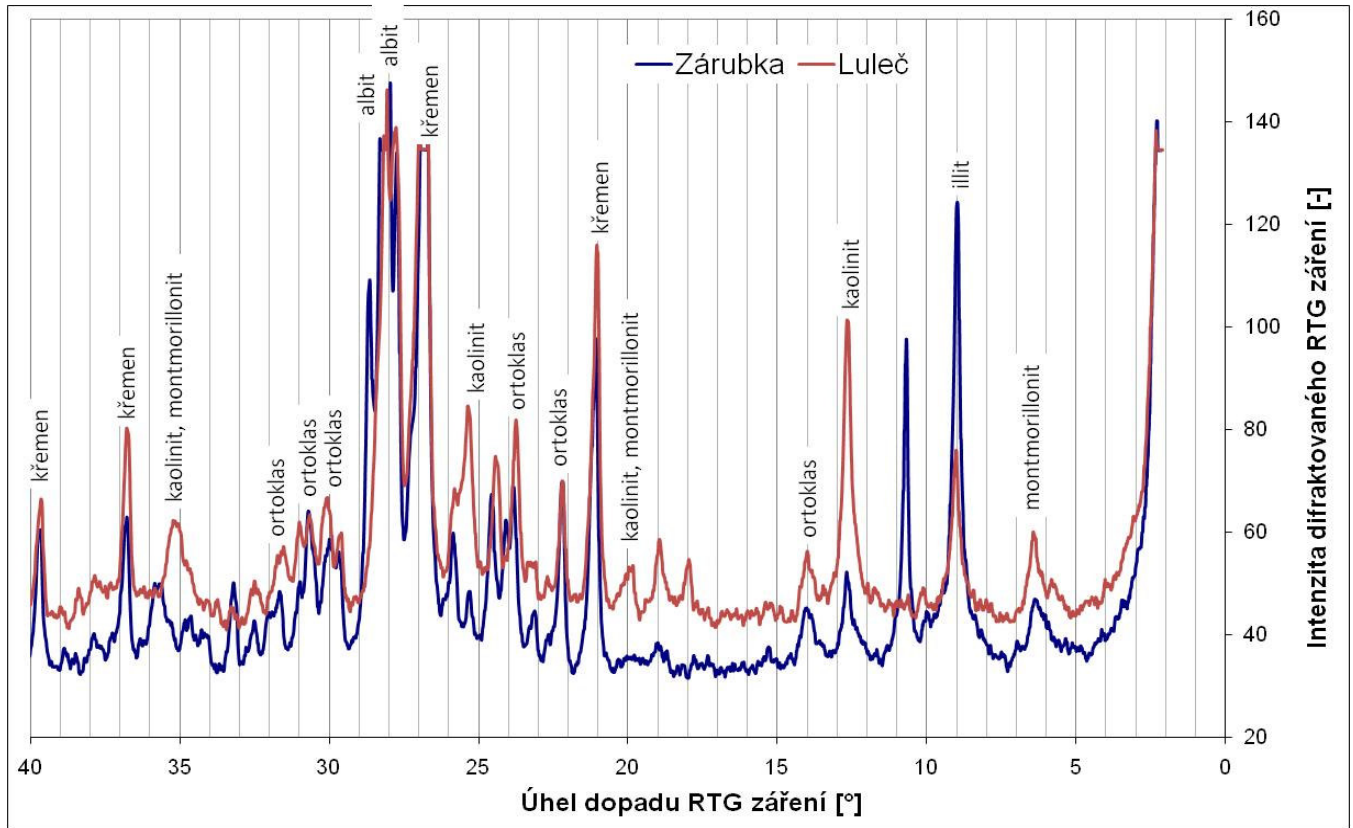
Experimentální část

Použité suroviny a jejich vlastnosti

Odprašky z lomu Luleč jsou jemnozrnny odpadní produkt vznikající při drcení moravské droby. Kapacita lomu je 350 000 t kameniva za rok, odprašků vzniká asi 10 m³ za dvě směny. Odprašky z lomu Zárubka vznikají při drcení granodioritu v lomu u obce Zárubka. Kapacita lomu je 110 000 t kameniva za rok, ročně se vyprodukuje asi 500 tun odprašků.

Odprašky jsou odsávány a zachytávány ve filtrech a následně ukládány na skládku v lomu nebo jsou přimíchávány do nejjemnějších frakcí kameniva (např. 0 – 4 mm), což obvykle zhoršuje jeho kvalitu.

Mineralogické složení odprašků na bázi moravské droby a granodioritu je velmi blízké a je typické vysokým podílem živců, křemene, slíd i částečně jílových minerálů (**obrázek 1**).



Obrázek 1: RTG difrakční analýza odprašků z lomu Luleč a Zárubka

Z hlediska keramické technologie je důležité, že odprašky Zárubka obsahují 1,7 % kalcitu (CaCO_3), což se projevuje i v jejich chemickém složení a obsahu CaO (**tabulka 1**). Díky obsahu živcové složky je typický i vysoký podíl alkálií (Na_2O , K_2O) v odprašcích z obou lomů, což umožňuje využít tyto odpady v keramické technologii i jako tavivo.

Odprašky z lomu Želešice vznikají při drcení amfibolitického kameniva. V porovnání s odprašky z lomu Luleč a Zárubka jde mineralogicky o naprosto odlišnou směs tvořenou zejména minerály skupiny amfibolitu: obecný amfibol – $\text{Ca}_2(\text{Mg,Fe})_4\text{Al}(\text{Si}_7\text{Al})\text{O}_{22}(\text{OH})_2$, glaukofan – $\text{Na}_2\text{Mg}_3\text{Al}_2\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$, Cummingtonit - $\text{Na}_2\text{Mg}_3\text{Al}_2\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$. Typický je i vysoký podíl železa (**tabulka 1**).

Jako srovnávací neplastická složka byl v surovinové směsi použit křemenný písek s vyšším obsahem živcové složky, jejímž důkazem je vyšší obsah alkálií (**tabulka 1**).

Tabulka 1: Chemický rozbor použitých odprašků a standardu (živcový křemenný písek)

Vzorek	Obsah složky [% hmot.]									
	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	MnO	TiO_2	CaO	MgO	K_2O	Na_2O	ZŽ
Lom										
Luleč	71,60	13,30	3,66	0,01	0,01	0,63	1,70	3,52	2,62	2,90
Zárubka	65,56	14,97	3,45	0,00	0,00	5,12	2,24	3,40	3,01	1,44
Želešice	47,70	13,55	10,74	0,00	0,00	9,77	8,87	2,13	1,16	4,51
písek	81,32	9,20	1,25	0,03	0,14	0,67	0,34	2,96	1,92	0,73

Veškeré odprašky vykazují zrnitost, která umožňuje jejich využití v praxi bez nutného domílání. Například pro výrobu za sucha lisovaných keramických obkladových prvků se u výrobní směsi požaduje zbytek na síti 0,063 mm maximálně okolo 5 % [5]. Použité odprašky vykazují tuto hodnotu v rozmezí 7,2 – 10,8 % (**tabulka 2**), což při 60% obsahu v surovinové směsi s jílem (u jílu lze předpokládat 0% zbytek na síti 0,063 mm) je naprosto dostačující. S hodnotami zbytku na síti 0,063 mm také korespondovaly výsledky laserové analýzy velikosti částic (MASTERSIZER 2000) – medián ekvivalentního průměru zrna $d(0,5)$ v tab. 2 je úměrný hodnotě zbytku na síti 0,063 mm. Zjištěné hodnoty u odprašek jsou téměř shodné s jemností mletí standardně dodávaných živců, jako běžné keramické suroviny, u nichž se hodnota $d(0,5)$ pohybuje obvykle kolem 20 μm .

Jíl B1 patří do skupiny žárovzdorných jílu kaolinitického typu. Je jemnozrný s dobrou vazností (minimálně 70 %) a slínavostí (teplota slinutí maximálně 1150 °C). Používá se k výrobě vysoce žárovzdorných materiálů, k výrobě dlaždic a stavební kameniny.

Tabulka 2: Granulometrie použitých odprašek a porovnávaného standardu (živcový křemenný písek)

Odprašky	$d(0,5)$ [μm]	Zbytek na síti 0,063 mm [%]
Luleč	22,0	7,2
Zárubka	24,0	7,8
Želešice	29,3	10,8
písek	28,9	11,6

Výroba zkušebních vzorků

Pro výrobu zkušebních vzorků byla připravena surovinová směs obsahující 60 % hm. odprašek, resp. písku a 40 % hm. mletého jílu B1 (označeny LU – na bázi odprašek z lomu Luleč, ZA – na bázi odprašek z lomu Zárubka, ZS – na bázi odprašek z lomu Želešice, P – na bázi živcového křemenného písku). Homogenizace vstupních surovin byla prováděna za sucha v laboratorním homogenizátoru po dobu 1 hodiny. Po ovlhčení směsi 9 % hm. vody byl připraven lisovací granulát protlačením směsi přes síto o průměru oka 1 mm. Zkušební vzorky o rozměrech 100×50×15 mm byly lisovány v kovové formě na laboratorním lisu z granulátu, který byl připraven 24 hodin před vlastním vytvářením, lisovacím tlakem 20 MPa.

Sušení probíhalo volným uložením vzorků v laboratorních podmínkách při teplotě cca 20 °C a před výpalem byla zkušební tělíska dosušena v laboratorní sušárně při teplotě 110 °C do konstantní hmotnosti. Výsušky byly vypáleny v laboratorní elektrické peci na teploty 1120, 1150 a 1170 °C rychlovypalem – nastaven byl maximálně možný vzestup teploty pro danou pec na maximální vypalovací teplotu s izotermickou výdrží 10 min. na této teplotě. Chlazení vzorků po výpalu probíhalo samovolně.

Vlastnosti vypálených střepů byly zkoušeny podle platných norem řady ČSN EN ISO 10 545 – délkové změny pálením DP, pevnost v ohybu R, nasákavost E, objemová hmotnost B, zdánlivá pórovitost P a zdánlivá hustota T.

Výsledky a diskuse

Po výpalu vykazovaly zkušební vzorky barvu v odstínech červené (**obrázek 2**), což odpovídá relativně vysokému obsahu Fe_2O_3 v použitých odpraškách (**tabulka 1**). S rostoucí teplotou výpalu dochází ke zvýšení intenzity červené barvy, která přechází až na odstíny tmavě hnědé.

Posuzované odprašky vykazují dostatečnou schopnost zastávat funkci taviva – s rostoucí teplotou výpalu klesá ve všech případech nasákavost E i zdánlivá pórovitost P vypáleného střepu. To znamená, že klesá podíl otevřených pórů, ale současně roste podíl uzavřené pórovitosti. O tom svědčí pokles hodnoty zdánlivé hustoty T s rostoucí vypalovací teplotou.

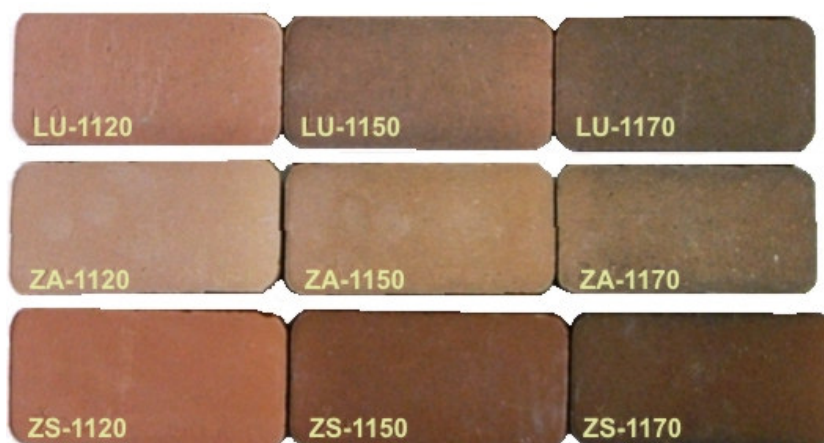
Jako nejintenzivnější tavivo se projeví odprašky na bázi moravské droby, které při všech vypalovacích teplotách dávají střep s nejnižší pórovitostí (**tabulka 3**). Naopak slinovací aktivita je nejnižší u směsi na bázi odprašek z amfibolitického kameniva. Takto vypálený střep také vykazuje

nejnižší smrštění výpalem. Je třeba zdůraznit absenci vzniku uzavřené pórovitosti ve střepe s obsahem amfibolitických odprašek na základě vysokých hodnot zdánlivé hustoty T. Odprašky na bázi moravské droby se projevují jako intenzivnější tavivo v porovnání s živcovým křemenným pískem (směs P v **tabulce 3**), při nejvyšší vypalovací teplotě jsou výraznějším tavivem všechny tři posuzované typy odprašek.

Pevnost v ohybu vypálených střepe koresponduje s jejich pórovitostí, s rostoucí teplotou výrazně roste. Hodnoty pevnosti v ohybu vypálených střepe nad 20 MPa jsou velmi pozitivní s ohledem na případné využití střepe pro keramické dlaždice skupiny B11a (minimálně 22 MPa), resp. B11b (minimálně 18 MPa) podle ČSN EN 14411.

Tabulka 3: Vlastnosti vypálených vzorků

Vzorek	Teplota výpalu [°C]	Délkové změny pálením DP [%]	Pevnost v ohybu R [MPa]	Nasákavost E [%]	Objemová hmotnost B [kg/m ³]	Zdánlivá pórovitost P [%]	Zdánlivá hustota T [kg/m ³]
LU	1120	-7,0	21,4	5,2	2214	11,4	2501
	1150	-8,2	25,1	1,6	2309	3,7	2397
	1170	-8,2	26,3	0,7	2313	1,7	2353
ZA	1120	-4,3	22,0	11,3	2005	22,7	2593
	1150	-5,8	26,9	7,8	2119	16,4	2536
	1170	-7,1	29,3	2,5	2217	5,5	2346
ZS	1120	-3,0	17,4	12,7	2046	26,0	2767
	1150	-4,0	24,2	10,3	2152	22,2	2764
	1170	-6,3	28,9	4,7	2345	11,0	2635
P	1120	-4,1	18,0	8,6	2119	18,1	2588
	1150	-4,8	23,9	6,8	2184	14,8	2564
	1170	-5,3	26,6	5,4	2239	12,0	2544



Obrázek 2: Vzhled vypálených vzorků v závislosti na typu použitých odprašek (LU-Luleč, ZA-Zárubka, ZS-Želešice) a na teplotě výpalu (1120, 1150, 1170 °C)

Závěr

Cílem prezentovaných experimentů bylo ověřit možnost využití odprašků vznikajících při těžbě a úpravě kameniva v keramickém střepu. Výhodou převážně většiny odprašků je jejich výhodná granulometrie, a proto se obvykle nemusí dále upravovat mletím.

Ze stanovených mechanicko-fyzikálních vlastností střepů, které byly vytvořeny ze surovinové směsi o složení 60 % odprašků a 40 % jílu B1, lze konstatovat, že kamenné odprašky je možno v keramické technologii s úspěchem využít jako tavivo při výpalu střepu nad 1120 °C. Nejvýraznější slinování během výpalu vykazují odprašky na bázi moravské droby, což do jisté míry souvisí s jejich nejvyšší jemností (**tabulka 2**). S rostoucí teplotou výpalu se zvyšuje pevnost v ohybu a objemová hmotnost, klesá nasákavost. To je důkazem intenzivního slinovacího procesu během výpalu, při kterém dochází ke zhutnění střepu vlivem eliminace pórů. Po výpalu na teplotu 1170 °C (u střepu na bázi odprašků z moravské droby i 1150 °C) lze zároveň předpokládat mrazuvzdornost vytvořených střepů, a to díky nízké nasákavosti.

Poděkování

Příspěvek byl vytvořen s podporou projektu GAČR P104/10/0885 „Analýza vlivu kamenných odprašků a kalů na vlastnosti keramického střepu a jeho mikrostrukturu“

Literatura

- [1] Slivka, V. a kol. Těžba a úprava silikátových surovin. 1. vyd. Praha: Silikátový svaz, 2002, 443s. ISBN 80-903113-0-X
- [2] Vieira, C., M., F. Incorporation of granite waste in red ceramics. *Materials science and Engineering* 1-2, 15 (2004).
- [3] Torres, P., Fernandes, H., R., Agathopoulos, S., Tulyaganov, D. U., Ferreira, J., M., F.: Incorporation of granite cutting sludge in industrial porcelain tile formulations. *Journal of the European Ceramics Society* 10 -11, 125 (2004).
- [4] Mostafa, A., A., Nour, W., M., N., Ibrahim, D., M., Abou-Maatty, M., A.: Granite wastes as the Main Constituent in Tile Recipes. *Interceram* 1, 26 (2008).
- [5] Hanykýř, V.; Kutzendörfer, J. *Technologie keramiky*. 1. vyd. Hradec Králové: VEGA, 2000, 287 s., ISBN 80-900860-6-3

Stone dusts – alternative raw material in ceramic body

Radomír SOKOLAR

Brno University of Technology, Faculty of Civil Engineering, Institute of Technology of Building Materials and Components, Veverí 95, 602 00 Brno, Czech Republic

Summary

Stone dust is secondary raw material, which rise during the grinding process of mined stone. Thousand tonnes of stone dusts are usually deposited in quarries every year. The article presents the possibility of the use of mining waste in dry-pressed ceramic bodies, which is a typical example for ceramic tiles according to EN 14411. There is shown the behavior of three different dusts in terms of type of grinded stone (Granite, Moravian greywacke, Amphibolites) in the ceramic bodies fired for three temperatures.

Keywords: waste stone dusts, ceramic body, porosity.

Měrná produkce methanu při modelové anaerobní kofermentaci hovězí kejdy s různými bioodpady

Jiří RUSÍN^a, Karel OBROUČKA^a, Kateřina CHAMRÁDOVÁ^a

^aVŠB-TU Ostrava, Centrum environmentálních technologií-9350,

17. listopadu 15, 708 33 Ostrava-Poruba,

e-mail: jiri.rusin@vsb.cz, karel.obroučka@vsb.cz, katerina.chamradova@vsb.cz

Souhrn

Článek shrnuje poznatky ze série fyzikálních modelových zkoušek kontinuální jednostupňové mezofilní anaerobní kofermentace v reakčním objemu 0,06 m³. Je diskutována intenzita produkce methanu a měrná produkce methanu z modelových vstupních směsí obsahujících hovězí kejdu (90 % hm.) a biologicky rozložitelný odpad (10 % hm.). Nejvyšší intenzitu produkce CH₄ (0,747 m_N³.m⁻³.d⁻¹) poskytla vstupní směs, jejíž celková sušina byla z 60 % hm. tvořena sušinou glycerolové fáze a ze 40 % hm. sušinou hovězí kejdy. Nejvyšší měrná produkce CH₄ z 1 kg přivedených organických látek (0,808 m_N³.kg_{VSP}⁻¹) byla naměřena při digesci vstupní směsi, jejíž celková sušina byla z 47 % hm. tvořena sušinou mletého zrna kukuřice, z 53 % hm. sušinou hovězí kejdy.

Klíčová slova: bioodpad, hovězí kejda, anaerobní kofermentace, bioplyn, intenzita produkce methanu, měrná produkce methanu

Úvod

Centrum environmentálních technologií VŠB-TU Ostrava a firma VÍTKOVICE POWER ENGINEERING, a. s. řeší projekt získaný ve veřejné soutěži IMPULS vyhlášené Ministerstvem průmyslu a obchodu ČR. Projekt s evidenčním číslem FI-IM4/215¹ je zaměřen na výzkum a vývoj nových technologií kofermentace zemědělských odpadů a dalších biogenních materiálů s cílem zvýšení energetické a ekonomické efektivity procesu. Projekt je řešen v letech 2007 až 2010.

V první etapě projektu probíhá laboratorní fyzikální modelování procesů anaerobní kofermentace zemědělských odpadů s odpady a vedlejšími produkty z potravinářského průmyslu (například z lihovarů, pivovarů, mlékáren, výroby cukrovinek apod.) a jiných odvětví průmyslu². Byl zvolen základní (referenční) substrát – hovězí kejda z Mléčné farmy v Pustějově (z firmy Zemspol Studénka, a. s.).

Dlouhodobou kontinuální fermentací byla ověřena jeho měrná produkce bioplynu a měrná produkce methanu za zvolených procesních podmínek (zatížení fermentoru 1,0 kg organických látek na 1 m³ reakčního prostoru za den, při době zdržení přibližně 70 dnů). S naměřenými parametry hovězí kejdy (referenčního substrátu) byly porovnány naměřené parametry (měrná produkce bioplynu a měrná produkce methanu) modelových vstupních směsí (směsí hovězí kejdy s přidavkem 10 %, 20 %, 30 % a 40 % kosubstrátu, respektive samotných kosubstrátů), viz dříve publikované články^{2,3}.

Pro účely tohoto článku byly porovnány výsledky modelové digesce vstupních směsí obsahujících 90 % hm. hovězí kejdy a 10 % hm. kosubstrátu. Výsledky modelových kofermentací vstupních směsí obsahujících 20 % kosubstrátu budou uvedeny v samostatném článku.

Ve druhé etapě výzkumného projektu probíhá poloproduční ověřování laboratorních (modelových) výsledků na poloprodučním zařízení s jednostupňovým fermentorem o reakčním objemu 2,0 m³. V současné době je již poloprodučně ověřena anaerobní kofermentace hovězí kejdy s pivovarskými odpady a hovězí kejdy s biskvitovou moučkou krmivářského a energetického typu. V závěrečné fázi projektu a dále po ukončení projektu bude prováděn transfer laboratorních a poloprodučních poznatků na zkušební (pilotní) fermentor, jenž je vyvíjen firmou VÍTKOVICE POWER ENGINEERING, a. s. Cílem je zlepšená technologická funkce pilotního fermentoru schopného kofermentovat širokou škálu organických materiálů s efektivním využitím reakčního prostoru a obnovitelných zdrojů energie.

Experimentální část

Metodika modelové anaerobní kofermentace

Základem experimentů je provedení dlouhodobých (doba trvání v řádu měsíců) testů kontinuální mesofilní kofermentace hovězí kejdy s vybranými organickými kosubstráty v modelových fermentorech, každý o reakčním objemu $0,06 \text{ m}^3$. Modely jsou konstruovány takovým způsobem, aby při laboratorním výzkumu nebyly vyloučeny obdobné technologické problémy, ke kterým dochází u skutečných fermentorů bioplynových stanic (distribuce teploty po výšce fermentoru, výskyt "mrtvých objemů", tvorba krust u hladiny, tvorba kalových usazenin u dna apod.). Díky tomu je možno hodnotit, do jaké míry bude konkrétní kosubstrát v reálu přinášet problémy v důsledku dlouhodobého zpracovávání.

V průběhu modelových zkoušek byly dodržovány následující procesní parametry: průměrná fermentační teplota $40 \text{ }^\circ\text{C}$, denní dávka vstupní směsi $1,0 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ($1,67 \%$ objemu reaktoru za den – s výjimkou dnů volna), kontinuální chod pomaloběžného míchadla. O víkendech a svátcích byly denní dávky vstupní směsi vynechány.

Měření produkce bioplynu je prováděno pomocí bubnových laboratorních plynoměrů a složení bioplynu (zejména obsah methanu) je denně měřen přenosným analyzátozem s infračerveným a elektrochemickým čidlem a pravidelně jednou týdně ověřován pomocí plynového chromatografu. Průběžně jsou kontrolovány parametry digestátu (obsah celkové sušiny, organické sušiny, sumy nižších mastných kyselin, CHSK_{Cr} , $\text{KNK}_{4,5}$, pH). Po ukončení kofermentace konkrétní vstupní směsi je podrobně analyzováno chemické a mikrobiologické složení digestátu.

Referenční zkouška

Ve dříve publikovaném úvodním příspěvku² byl podrobně popsán a vyhodnocen průběh referenční zkoušky – modelové anaerobní mezofilní fermentace hovězí kejdy o průměrném obsahu celkové sušiny $7,9 \%$ hm., průměrném obsahu organických látek v sušině 81% hm., průměrném pH $7,2$ a průměrném CHSK_{Cr} $80000 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Bylo uvedeno, že se jedná o materiál dlouhodobě úspěšně využívaný jako nosný substrát v referenční zemědělské bioplynové stanici firmy VÍTKOVICE POWER ENGINEERING, a. s. v Pustějově. Byla stanovena měrná produkce bioplynu a methanu z tohoto referenčního substrátu za výše uvedených modelových podmínek.

Kofermentační zkoušky

Každá modelová kofermentační zkouška byla započata několikadenním zapracováním fyzikálního modelu fermentoru na hovězí kejdu (10 až 15 dnů kultivace bez dávkování + několik dnů dávkování $1,0 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ hovězí kejdy). Po ustálení produkce bioplynu bylo započato s denním dávkováním vstupní směsi obsahující 90% hm. hovězí kejdy a 10% hm. kosubstrátu.

Pro modelovou kofermentaci byly kosubstráty využity v původním stavu, pouze byly podrobeny homogenizaci (v případě obsahu hrudek nebo kalového sedimentu). Vstupní směsi (kejda smíšená s kosubstrátem) byly připraveny vždy v zásobním množství na 3 až 6 dnů, během nichž docházelo (při laboratorní teplotě $24 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$) k částečné hydrolýze a acidifikaci.

Vyhodnocení výsledků

Po ukončení každého kofermentačního procesu byly na základě průběžně prováděných analýz vypočteny průměrné hodnoty parametrů charakterizujících vstupní směs, digestát, bioplyn a samotný proces. U vstupních směsí a digestátů byl vypočten průměrný obsah celkové sušiny (TS), organické sušiny (VS), pH, CHSK_{Cr} a objemové hmotnosti.

Kofermentační proces byl charakterizován průměrným objemovým zatížením reakčního prostoru organickými látkami (Z), teoretickou hydraulickou dobou zdržení (HRT) a procentem odstraněných

organických látek. Byly vypočteny průměrné produkce bioplynu a methanu vzhledem k jednomu dni procesu; vzhledem k objemové jednotce přivedené vstupní směsi; vzhledem k hmotnostní jednotce přivedené sušiny, vzhledem k hmotnostní jednotce přivedených / rozložených organických látek a vzhledem k objemové jednotce reakčního prostoru (vše vztaheno na normální podmínky 0 °C, 101,325 kPa) viz zpráva¹. Byly vypočteny měrné produkce bioplynu a methanu.

Výsledky

V tabulce 1 jsou uvedeny hlavní složky a parametry osmnácti testovaných kosubstrátů a hovězí kejdy. Celé protokoly o analýzách jednotlivých kosubstrátů a také vstupních směsí jsou uvedeny v příloze závěrečné zprávy o řešení projektu za rok 2009¹.

V **tabulce 2** jsou uvedeny hlavní parametry modelových vstupních směsí připravených smísením 90 % hm. hovězí kejdy s 10 % hm. uvedeného kosubstrátu. Data byla vypočtena jako vážené průměry příslušných hodnot použitých substrátů s vahou 1 – hmotnostní podíl substrátu, případně i vahou 2 – hmotnostní podíl celkové sušiny substrátu.

V **tabulce 3** jsou uspořádány procesní parametry: průměrná hodnota celkové sušiny analyzovaných vzorků (5 až 10 vzorků) vstupní směsi (TS), zatížení fermentoru (Z), teoretická hydraulická doba zdržení směsi ve fermentoru (HRT), denní produkce methanu vzhledem k objemové jednotce činného reakčního prostoru (M_r – tento parametr lze rovněž nazvat rychlostí nebo intenzitou produkce methanu.), měrná produkce methanu z přivedených organických látek směsi (M_{VSp}), měrná produkce methanu z odstraněných organických látek směsi (M_{VSo}), podíl organických látek kosubstrátu na organických látkách směsi (K) a měrná produkce methanu z přivedených organických látek kosubstrátu (M_{VSp-K}).

Diskuse výsledků

V průběhu modelových kofermentačních zkoušek řady vstupních směsí hovězí kejdy s 10% podílem kosubstrátu byly naměřeny značně rozdílné produkce bioplynu respektive methanu. Tato skutečnost je dána nejen rozdílným obsahem organických látek, jejich složením (např. obsah lipidů) a reálnou anaerobní rozložitelností, ale částečně také tím, že se nepodařilo u všech modelových zkoušek (které byly uskutečněny v průběhu 3 let) dodržet shodnou dobu zdržení substrátu v modelu. Důvodem bylo vynechání dávek vstupní směsi ve dnech volna. Průměrná hodnota teoretické hydraulické doby zdržení se pohybovala v rozpětí od 60 do 98 dnů. Dosažené výsledky mají (dle názoru autorů) dostatečnou vypovídací schopnost.

Desetiprocentní vstupní směs, například při použití tekutého kosubstrátu – lihovarských výpalků z odpadu z výroby cukrovinek, obsahovala pouze 6,6 % hm. celkové sušiny, naopak v případě použití tuhých kosubstrátů (o minimální vlhkosti) – např. sladový prach – vstupní směs obsahovala až 16,7 % hm. celkové sušiny. Vzhledem k tomu, že byly testovány pouze kosubstráty s minoritním obsahem anorganického podílu (popelovin), zastoupení organických látek v jednotlivých vstupních směsích se rovněž lišilo značně (cca od 6 do 16 % hm.). CHSK modelových desetiprocentních směsí bylo v rozmezí 80000 až 250000 mg.dm⁻³, obsah lipidů 1,5 až 20,5 % hm. sušiny. Zatížení modelového fermentoru organickými látkami se vlivem rozdílného obsahu organických látek v jednotlivých modelových směsích lišilo v rozmezí 0,666 – 1,680 kg_{VS}.m⁻³.d⁻¹.

Intenzita produkce methanu ze směsi

Nejvyšší produkce methanu vzhledem k objemové jednotce činného reakčního prostoru fermentoru (M_r) bylo dosaženo při anaerobní digesci vstupní směsi obsahující hovězí kejdu s 10 % G-fáze (glycerolová fáze – vedlejší produkt z výroby metylesteru řepkového a slunečnicového oleje).

Tato vstupní směs poskytovala průměrně $0,747 \text{ m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ methanu. Bylo to způsobeno přibližně 45% obsahem glycerolu, 30% obsahem mastných kyselin a patnáctiprocentním obsahem methanolu v G-fázi.

Druhá nejvyšší produkce methanu ($0,731 \text{ m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) byla naměřena při digesci vstupní směsi obsahující 10 % hm. směsného odpadního těsta z výroby cukrovinek. Důvodem je vysoký obsah snadno rozložitelných lipidů, škrobu a jednoduchých sacharidů v těstě.

Nepatrně nižší produkce methanu ($0,716 \text{ m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) byla naměřena při digesci vstupní směsi obsahující 10 % hm. odpadní oplatkové hmoty z výroby cukrovinek, respektive 10 % hm. odpadních náplní z výroby cukrovinek a u vstupních směsí s 10 % hm. mletého zrna žita, respektive zrna ječmene (do $0,679 \text{ m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$).

Nižší produkce methanu bylo dosaženo při digesci směsi s 10 % hm. odpadního škrobu z výroby želé ($0,592 \text{ m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$), přídavek 10% odpadního čokoládového zlomu z výroby cukrovinek dává $0,589 \text{ m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ a 10 % hm. biskvitové moučky $523 \text{ m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Je zajímavé, že se biskvitová moučka neprojevila vyšší produkcí methanu, neboť hlavní podíl v moučce zaujímá odpadní oplatková hmota, čokoládový zlom a také škrob.

Dále na **obrázku 1** jsou modelové vstupní směsi obsahující 90 % hm. hovězí kejdy a 10 % hm. kosubstrátu graficky seřazeny vzestupně dle průměrné hodnoty naměřené denní produkce methanu vztahované na objemovou jednotku činného reakčního prostoru M_r ($\text{m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$).

Přibližně střední pozici (z pohledu produkce methanu vzhledem k objemu reaktoru – viz **obrázek 1**) zaujala vstupní směs obsahující 10 % hm. sladového prachu z čištění zrna pivovarského ječmene – produkce methanu $0,468 \text{ m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Produkce methanu $0,424 \text{ m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ byla naměřena při digesci vstupní směsi obsahující 10 % hm. kukuřičné siláže hybridu LG32.66. Směsi s lihovarskými výpalky, nebo s odpadem z čištění hlávkového zelí poskytly produkci methanu M_r nižší než směs s 10 % hm. kukuřičné siláže. Anaerobní digesce hovězí kejdy probíhala s intenzitou produkce methanu $0,287 \text{ m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Zcela nejnižší intenzity produkce methanu ($0,129 \text{ m}_N^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) bylo dosaženo při deseti procentech zbytku z extrakce tisového jehličí methanolem ve směsi s kejdou.

Měrná produkce methanu ze směsi

Z pohledu "efektivity" přeměny organických látek vstupní směsi na methan (z pohledu měrné produkce methanu vyjádřené vzhledem k hmotnostní jednotce veškerých organických látek do procesu přivedených – stanovených spálením sušiny vstupní směsi při $800 \text{ }^\circ\text{C}$) vychází poněkud jiné pořadí nejhodnotnějších vstupních směsí.

Nejvyšší měrná produkce methanu ($0,808 \text{ m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSp}}^{-1}$) byla naměřena při digesci vstupní směsi obsahující 10 % hm. kukuřičného šrotu (zrna mletého) hybridu LG32.66. Druhá nejvyšší měrná produkce methanu $0,668 \text{ m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSp}}^{-1}$ byla naměřena při digesci vstupní směsi obsahující 10 % hm. mletého zrna ječmene jarního Aksamitu. Obdobná hodnota ($0,622 \text{ m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSp}}^{-1}$) byla naměřena pro vstupní směs obsahující 10 % hm. mletého zrna žita ozimého Aventino. Čtvrtá nejvyšší měrná produkce methanu ($0,603 \text{ m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSp}}^{-1}$) byla naměřena při digesci vstupní směsi obsahující 10 % hm. G-fáze. Na pátém místě pak vstupní směs s 10 % hm. odpadního těsta poskytla $0,546 \text{ m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSp}}^{-1}$ methanu.

Naopak nejnižší měrná produkce methanu naměřená vzhledem k hmotnostní jednotce veškerých organických látek do procesu přivedených byla při digesci vstupní směsi obsahující 10 % hm. zbytku z extrakce tisového jehličí methanolem (odpad z farmaceutického průmyslu) – odpad není vhodný pro kofermentační výrobu bioplynu mokrou mezofilní digescí.

Tabulka 1: Průměrné hodnoty analyticky stanovených parametrů modelových kosubstrátů

Parametr, značka, jednotka	Hovězí kejda	Lihovarské výpalky ze směsi ovoce	Lihovarské výpalky z odpadu z výroby cukrovinek	Cukrovarské vyslazené řepné řízky	G-fáze produkt z výroby MEŘO	Kukuřičná siláž LG32.66	Kukuřičný šrot LG32.66	Methanolem extrahované tisové jehličí	Odpad z čištění hlávkového zelí	Žito ozimé Aventino (zrno)	Ječmen Jarní Aksamit (zrno)	Zelená travní hmota čerstvá	Sladový prach	Biskvitová moučka EKPO standardní	Odpadní oplatková hmota	Odpadní těsto směsné	Odpadní náplně DELI	Odpadní čokoládový zlom	Odpadní škrob z výroby želé
Zdroj kosubstrátu	Zemspol Studénka a.s.	Lihovar a likérka Velká Polom		Cukrovar Opava Vávrovice	Glycona s.r.o. Otrokovice	MEŘO Studénka a.s.		Ivax Pharm. s.r.o. Opava	Zemědělské družstvo Nošovice	Zemspol Studénka a.s.		travníky Ostrava Poruba	Pivovar Radegast Nošovice	Cervus s.r.o. Olomouc	Opavia-LU s.r.o. Opava				
Sušina celková, TS, % hm. vzorku	7,5	8,0	9,0	19,5	99,9	32,3	60,1	46,6	7,23	86,0	87,4	16,6	94,7	95,3	90,7	83,0	98,5	96,2	89,8
Spalitelné látky, ZZ, % sušiny	80,0	90,6	95,4	91,7	91,2	95,8	98,0	89,2	83,2	97,5	97,8	86,3	95,1	94,0	99,0	98,0	98,4	98,8	99,9
Celkový org. uhlík, TOC, % sušiny	35,1	29,8	28,5	30,8	30,2	41,4	43,5	45,5	33,7	38,9	40,2	38,6	40,8	45,2	42,4	41,0	53,2	47,1	38,0
Celkový uhlík, TC, % sušiny	35,7	30,1	29,0	31,1	30,3	42,5	43,7	45,9	34,5	39,1	40,8	39,7	41,1	45,7	43,3	41,3	53,7	48,0	38,1
Chem. spotř. O ₂ , CHSK _{Cr} , mg.dm ⁻³	79560	65350	115340	100000	1715000	450000	900000	300000	100000	1100000	1000000	500000	350000	1500000	1000000	1300000	2220000	1600000	1400000
pH	6,9	3,6	3,7	3,9	8,32	4,32	5,82	-	4,08	-	-	6,44	-	5,4	-	7,87	6,45	-	-
Lipidy, L, % sušiny	3,2	0,65	16,1	0,64	0,61	0,20	0,58	0,96	2,24	0,143	0,176	0,032	0,87	7,37	0,76	12,4	32,3	12,0	0,17
Škrob, A, % sušiny	7	3,08	1,54	23,5	<0,02	0,344	7,02	0,87	1,00	0,614	0,66	3,6	15,9	19,0	70,0	48,8	9,57	10,0	92,8
Vláknina, V, % sušiny	14,67	10,61	2,18	25,19	0,00	7,613	2,00	16,27	22,95	3,30	3,97	3,64	12,9	7,10	0,57	0,86	0,58	0,66	0,16
Dusík celkový, TN, % sušiny	5,83	1,31	3,15	2,63	0,10	1,9	1,56	2,58	6,17	2,15	2,19	3,33	2,84	1,62	1,70	1,48	1,37	1,48	0,12
Dusík amon., N _{NH4+} , % sušiny	2,143	0,176	0,982	0,157	0,01	0,065	0,266	0,06	1,09	0,0016	0,0016	0,048	0,296	0,042	0,023	0,012	0,043	0,036	0,0016
Fosfor, P _c , % sušiny	0,811	0,171	0,263	0,139	0,00005	2,30	0,000246	0,49	0,674	0,86	0,27	0,564	0,42	0,208	0,094	0,271	0,177	0,156	0,031
Vápník, Ca, % sušiny	4,00	0,30	0,40	0,67	0,10	3,80	0,66	1,55	1,78	0,24	0,13	1,07	0,151	1,19	0,08	0,183	0,166	0,148	0,061
Draslík, K, % sušiny	3,41	1,78	0,70	0,81	8,10	1,05	2,99	0,97	5,03	0,52	0,48	2,72	1,03	1,52	0,219	0,24	0,578	0,369	0,038
Hořčík, Mg, % sušiny	0,77	0,08	0,20	0,22	0,10	0,15	1,01	0,27	0,325	0,11	0,11	0,333	0,122	0,23	0,097	0,141	0,084	0,096	0,021
Síra celková, S _c , % sušiny	0,456	0,062	0,181	-	-	0,126	0,205	0,181	1,05	0,111	0,084	0,557	0,114	0,077	0,054	0,051	0,055	0,043	0,01
Poměr TC:TN, -	6,1	27,3	9,6	11,0	311,0	22,4	28,0	17,8	5,6	18,2	18,6	11,9	14,5	28,2	25,5	27,9	39,2	32,4	317,5

Poznámka: Uvedené hodnoty jsou ve většině případů hodnotami zjištěnými analýzou jednoho až tří vzorků kosubstrátu. U hovězí kejdy se jedná o aritmetické průměry hodnot zjištěných analýzou více než deseti vzorků v období let 2007 až 2010. Hodnoty CHSK_{Cr} kosubstrátů o uvedené koncentraci sušiny jsou pouze orientační, neboť při analytickém stanovení byly použity až 10000x vodou ředěné vzorky, výsledek byl přepočten na původní vzorek. Ředěním vzniká chyba v řádu desítek procent. CHSK_{Cr} travní hmoty z velké části odpovídá biologicky anaerobně nerozložitelné organické hmotě.

Patronem tohoto čísla je 6. česko-slovenské symposium Výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství
ODPADOVÉ FÓRUM 2011, 13. – 15. 4. 2011, Kouty nad Desnou, Jeseníky. Více na www.odpadoveforum.cz/symposium2010.

(Patronem příštího čísla může být i vaše firma!)

Tabulka 2: Parametry modelových vstupních směsí hovězí kejdy s 10 % hm. uvedeného kosubstrátu

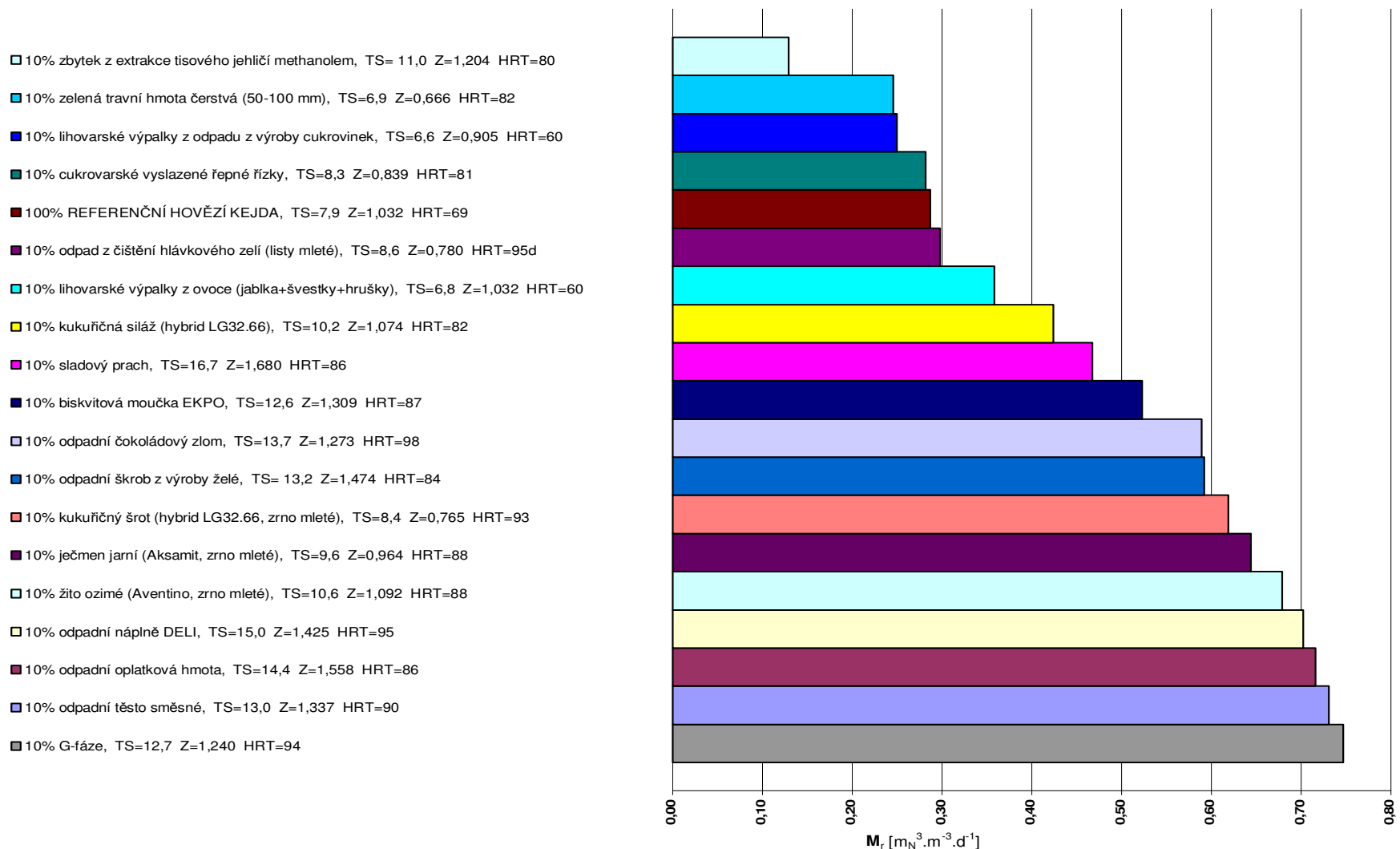
Parametr, značka, jednotka	Lihovarské výpalky ze směsi ovoce	Lihovarské výpalky z odpadu z výroby cukrovinek	Cukrovarské vyslazené řepné řízky	G-fáze produkt z výroby MEŘO	Kukuřičná siláž LG32.66	Kukuřičný šrot LG32.66	Methanolem extrahované tisové jehličí	Odpad z čištění hlávkového zelí	Žito ozimé Aventino (zrno)	Ječmen Jarní Aksamit (zrno)	Zelená travní hmota čerstvá	Sladový prach	Biskvitová moučka EKPO standardní	Odpadní oplatková hmota	Odpadní těsto směsné	Odpadní náplně DELI	Odpadní čokoládový zlom	Odpadní škrob z výroby želé
Sušina celková, TS, % hm. vzorku	7,55	7,65	8,70	16,74	9,98	12,76	11,41	7,47	15,35	15,49	8,41	16,22	16,28	15,82	15,05	16,6	16,37	15,73
Podíl sušiny kosubstrátu na celkové sušině směsi, %	10,60	11,76	22,41	59,68	32,36	47,10	40,84	9,67	56,03	56,42	19,74	58,38	58,54	57,33	55,15	59,34	58,77	57,09
Spalitelné látky, ZZ, % sušiny	81,12	81,81	82,62	86,68	85,11	88,48	83,76	80,31	89,8	90,04	81,24	88,82	88,2	90,89	89,93	90,92	91,05	91,36
Celkový org. uhlík, TOC, % sušiny	34,54	34,32	34,14	32,18	37,14	39,06	39,35	34,96	37,23	37,98	35,79	38,43	41,01	39,29	38,35	45,84	42,15	36,76
Celkový uhlík, TC, % sušiny	35,70	35,04	34,20	32,95	37,90	39,47	39,87	35,58	37,60	38,58	36,49	38,85	41,55	40,06	38,79	46,38	42,93	37,07
Chem. spotř. O ₂ , CHSK _C , mg.dm ⁻³	78139	83138	81604	243104	116604	161604	101604	81604	181604	171604	101604	106604	221604	171604	201604	3E+05	231604	211604
Lipidy, L, % sušiny	2,93	4,72	2,63	1,65	2,23	1,97	2,29	3,11	1,49	1,49	2,57	1,84	5,64	1,80	8,27	20,47	8,37	1,47
Škrob, A, % sušiny	6,58	6,36	10,70	2,83	4,85	7,01	4,50	6,42	3,42	3,42	6,33	12,20	14,02	43,12	30,05	8,52	8,76	55,98
Vláknina, V, % sušiny	14,24	13,2	17,03	5,92	12,39	8,70	15,32	15,47	8,30	8,63	12,49	13,64	10,24	6,59	7,05	6,31	6,44	6,39
Dusík celkový, TN, % sušiny	5,35	5,51	5,11	2,41	4,56	3,82	4,50	5,86	3,77	3,78	5,34	4,08	3,37	3,46	3,43	3,18	3,27	2,57
Dusík amon., N _{NH4+} , % sušiny	1,93	2,01	1,70	0,87	1,47	1,26	1,29	2,04	0,94	0,93	1,73	1,06	0,91	0,93	0,97	0,9	0,9	0,92
Fosfor, P _c , % sušiny	0,74	0,75	0,66	0,33	1,29	0,43	0,68	0,80	0,84	0,51	0,76	0,58	0,46	0,4	0,51	0,43	0,43	0,37
Poměr TC:TN, -	6,7	6,4	6,7	13,7	8,3	10,3	8,9	6,1	10,0	10,2	6,8	9,5	12,3	11,6	11,3	14,6	13,1	14,4

Poznámka: Uvedené hodnoty byly vypočteny jako vážený průměr hodnot parametrů hovězí kejdy a příslušného kosubstrátu (viz tabulka 1). Poměr prvků uhlík a dusík je u všech uvedených 10% vstupních směsí na spodní hranici optima pro anaerobní digesci. Optimálního poměru (přibližně 20:1 až 40 :1) lze dosáhnout až při 30% podílu uvedených kosubstrátů ve směsi s hovězí kejdou.

Tabulka 3: Procesní parametry, intenzita produkce methanu, měrná produkce methanu

Základní substrát je hovězí kejda Podíl kosubstrátu je uveden v % hm.	TS	Z	HRT	M _r	M _{VSp}	M _{VSo}	K _{vs}	M _{VSp-K}
	Celk.	Zatížení	Teoret.	Intenzita	Měrná	Měrná	Podíl	Měrná
	sušina	fermentoru	hydraul.	produkce	produkce	produkce	VS kosubstrátu	produkce
	vstupní	organickými	doba	CH ₄	CH ₄	CH ₄	na	CH ₄
směsi	látkami	zdržení		(přivedené VS)	(odstraněné VS)	VS směsi	kosubstrátu	
% hm.	kgvs.m ⁻³ .d ⁻¹	d	m _r .m ⁻³ .d ⁻¹	m _v ³ .kgv _{sp} ⁻¹	m _v ³ .kgv _{so} ⁻¹	-	m _v ³ .kgv _{sp} ⁻¹	
10 % G-fáze	12,7	1,240	94	0,747	0,603	0,866	62,79	0,379
10 % odpadní těsto směsné	13,0	1,337	90	0,731	0,546	0,733	60,10	0,328
10 % odpadní oplatková hmota	14,4	1,558	86	0,716	0,459	0,608	62,45	0,287
10 % odpadní náplně DELI	15,0	1,425	95	0,702	0,492	0,627	64,22	0,316
10 % žito ozimé (Aventino, zrna mleté)	10,6	1,092	88	0,679	0,622	1,139	60,83	0,378
10 % ječmen jarní (Aksamit, zrna mleté)	9,6	0,964	88	0,644	0,668	1,279	61,28	0,409
10 % kukuřičný šrot LG32.66 (zrna mleté)	8,4	0,765	93	0,619	0,808	1,555	52,17	0,422
10 % odpadní škrob z výroby žele	13,2	1,474	84	0,592	0,402	0,517	62,42	0,251
10 % odpadní čokoládový zlom	13,7	1,273	98	0,589	0,463	0,615	63,77	0,295
10 % biskvitová moučka EKPO	12,6	1,309	87	0,523	0,399	0,555	62,39	0,249
10 % sladový prach	16,7	1,680	86	0,468	0,279	0,349	62,52	0,174
10 % kukuřičná siláž (hybrid LG32.66)	10,2	1,074	82	0,424	0,395	0,557	36,43	0,144
10 % lihovarské výpalky z ovoce (jablka+švestky+hrušky)	6,8	1,032	60	0,358	0,347	0,907	11,83	0,041
10 % odpad z čištění hlávkového zelí	8,6	0,708	95	0,298	0,382	0,738	10,02	0,038
100% REFERENČNÍ HOVĚZÍ KEJDA	7,9	1,032	69	0,287	0,278	0,638	-	-
10 % cukrovarské vyslazené řepné řízky	8,3	0,839	81	0,282	0,337	0,629	24,88	0,084
10 % lihovarské výpalky z odpadu z výroby cukrovinek	6,6	0,905	60	0,250	0,276	0,732	13,72	0,038
10 % čerstvě posečená travní hmota	6,9	0,666	82	0,246	0,370	0,689	20,97	0,078
10 % zbytek z extrakce tisového jehličí methanolem	11,0	1,204	80	0,129	0,107	0,160	43,50	0,047

Poznámka: Je zřejmé, že průměrné hodnoty naměřených celkových sušin (TS) vstupních směsí jsou v některých případech až o 3 procentní body nižší, než by naznačovaly analýzy použitých kosubstrátů (viz **tabulka 1**), respektive výpočty sušiny dle váženého průměru (viz **tabulka 2**). Rozdíly jsou dány především omezeným počtem analyzovaných vzorků směsí a také faktem, že připravené vstupní směsi před odběrem a analýzou vzorku částečně podlehly hydrolyze a acidifikaci.



Jednostupňová kofermentace, 40±3°C, celková sušina vstupu TS (%hm.), zatížení fermentoru Z (kg_{vs}·m⁻³·d⁻¹), teoretická doba zdržení HRT (d)

Obrázek 1: Denní produkce methanu vztahovaná na objemovou jednotku činného reakčního prostoru (intenzita produkce methanu)

Patronem tohoto čísla je 6. česko-slovenské symposium Výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství ODPADOVÉ FÓRUM 2011, 13. – 15. 4. 2011, Kouty nad Desnou, Jeseníky. Více na www.odpadoveforum.cz/symposium2010.

(Patronem příštího čísla může být i vaše firma!)

Pokud porovnáme měrné produkce methanu vyjádřené vzhledem k hmotnostní jednotce organických látek anaerobním procesem odstraněných (stanoveny jako rozdíl průměrných obsahů organických látek vstupní směsi a digestátu), vychází nejvyšší měrná produkce methanu pro vstupní směs s 10 % hm. kukuřičného šrotu ($1,555 \text{ m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSO}}^{-1}$). Na druhém místě je měrná produkce ze vstupní směsi obsahující 10 % zrna ječmene ($1,279 \text{ m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSO}}^{-1}$). Třetí nejvyšší měrná produkce methanu odpovídá vstupní směsi s 10 % hm. mletého zrna žita ($1,139 \text{ m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSO}}^{-1}$) a čtvrtá nejvyšší produkce odpovídá směsi s 10 % hm. lihovarských výpalků z ovoce ($0,907 \text{ m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSO}}^{-1}$).

Pro srovnání autoři Prasad, Jukka⁵ uvádějí pro mezofilní kofermentaci 15 % lihovarských výpalků z brambor s vepřovou kejdou měrnou produkci methanu pouze 0,21 až 0,24 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSP}}^{-1}$. Vysoké hodnoty produkce methanu byly naměřeny také pro směsi s 10 % hm. G-fáze nebo s 10 % hm. odpadního těsta. Při digesci 100 % hm. hovězí kejdy byla zjištěna produkce methanu 0,638 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSO}}^{-1}$). Zcela nejnižší měrná produkce methanu z 1 kg odstraněných organických látek ($0,160 \text{ m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSO}}^{-1}$) byla naměřena pro vstupní směs obsahující 10 % hm. zbytku z extrakce tisového jehličí methanolem.

Měrná produkce methanu z kosubstrátu

Amon a kol.⁴ uvádějí například pro zrno žita maximální produkci methanu 0,343 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSP}}^{-1}$, což je hodnota velmi podobná námi naměřené hodnotě 0,378 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSP}}^{-1}$. Tentýž kolektiv autorů uvádí pro kukuřičnou siláž produkci methanu průměrně 0,398 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSP}}^{-1}$, což je hodnota značně vyšší než námi zjištěná 0,144 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSP}}^{-1}$. Rozdíl je pravděpodobně z velké části dán kvalitou použité siláže, jež prakticky neobsahovala zbytky zrn kukuřice. Pro kukuřičný šrot nám vychází 0,422 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSP}}^{-1}$.

Amon a kol.⁴ naměřili pro silážovanou travní hmotu produkci methanu 0,190 až 0,392 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSP}}^{-1}$, námi zjištěná produkce 0,078 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSP}}^{-1}$ z čerstvě posečené travní hmoty je podstatně nižší, což je v souladu s obecně známou skutečností, že silážování podporuje anaerobní rozložitelnost travní biomasy. Seppälä a kol.⁶ uvádí pro travní hmotu různých druhů a dob sklizně měrnou produkci methanu 0,253 až 0,394 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSP}}^{-1}$.

Škoda a kol.⁷ uvádějí pro topinambur hlíznatý (slunečnici) měrnou produkci methanu v rozsahu 0,080 až 0,230 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}_{\text{VSP}}^{-1}$ (dle části rostliny a zatížení). Je tedy zřejmé, že u obdobné rostlinné biomasy je produkce methanu značně ovlivněna parametry při sklizni.

Ranade⁸ uvádí pro směsný odpad z produkce oplatků a čokolády měrnou produkci bioplynu 0,466 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}^{-1}$, čemuž odpovídá produkce methanu přibližně 0,280 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}^{-1}$. Pro naši kontinuální zkoušku vychází produkce methanu obdobná (0,287 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ pro oplatky a 0,295 $\text{m}_N^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ pro čokoládu).

Porovnání naměřených produkcí methanu s literárními údaji pro některé další kosubstráty ztěžuje skutečnost, že data z literatury se často vztahují k diskontinuálně vedeným testům, nebo odlišné době zdržení a zatížení fermentoru, případně jsme vhodná data k danému materiálu vůbec nenalezli (např. odpadní oplatková hmota).

Vlastnosti digestátů

Analýza vzorků modelových digestátů (tekutých zbytků z modelových procesů) potvrdila vhodnost těchto materiálů ke hnojení na zemědělských pozemcích. Modelové digestáty obsahovaly 70 – 75 % hm. spalitelných látek v sušině a 5,0 až 11,0 % hm. celkového dusíku v sušině při pH nejčastěji 7,8 až 8,0. Pouze při vyšších zatíženích modelových fermentorů (nad 1,3 $\text{kg}_{\text{VS}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) jevíly digestáty výraznější nestabilitu (hodnoceno subjektivním porovnáním zápachu a vzhledu modelových vzorků s provozními digestáty z bioplynových stanic Pustějov a Horní Tošanovice), případně měřením obsahu nižších mastných kyselin. Digestáty z modelových procesů se zatížením fermentoru do 1,0 $\text{kg}_{\text{VS}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ se v porovnání s digestáty provozními subjektivně jevíly jako podobně stabilní. Obdobných závěrů dosáhl například Hamed⁹. U všech modelových i provozních digestátů byl potvrzen pozvolný rozklad po dobu nejméně dalších 90 dnů po vypuštění z fermentoru a inkubaci při 35 °C).

Závěr

Byla porovnána řada shodným způsobem vedených modelových zkoušek kontinuální mezofilní anaerobní kofermentace hovězí kejdy s 10 % hm. kosubstrátu. U většiny testovaných kosubstrátů – biologicky rozložitelných odpadů byla potvrzena jejich vhodnost k výrobě bioplynu zmíněnou metodou. Přestože nebyly do experimentálního programu zahrnuty vyloženě tukové (olejové) odpady, a testované kosubstráty tvořily pouze malou část vstupní směsi, kdy nebylo dosaženo ani optimálního poměru prvků uhlík, dusík, bylo ve dvou případech dosaženo více než 150% navýšení intenzity produkce methanu oproti intenzitě produkce methanu při fermentaci referenčního substrátu (hovězí kejdy). Zjištěné značně nízké poměry prvků uhlík/dusík naznačují, že lze po zvýšení podílu kosubstrátu na 20 % hm. a především 30 % hm. (a ponechání dostatečné doby pro dokonalé zapracování fermentoru) očekávat nárůst intenzity produkce methanu. Totéž ovšem nemusí platit pro měrnou produkci methanu. Zcela nejvyšší intenzitu produkce CH₄ (0,747 m_N³.m⁻³.d⁻¹) poskytla digesce vstupní směsi, jejíž celková sušina byla z 60 % hm. tvořena sušinou glycerolové fáze (G-fáze) a ze 40 % hm. sušinou hovězí kejdy. Nejvyšší měrná produkce CH₄ z 1 kg přivedených organických látek (0,668 m_N³.kg_{VSp}⁻¹) byla naměřena při digesci vstupní směsi, jejíž celková sušina byla z 56 % hm. tvořena sušinou mletého zrna ječmene, z 44 % hm. sušinou hovězí kejdy.

Z pohledu produkce kvalitního výhřevného bioplynu lze například lihovarům doporučit zpracovávání lihovarských výpalků, ať již z ovoce nebo například z odpadu z výroby cukrovin. Pivovarům lze doporučit anaerobní zpracovávání sladového prachu. Toto potvrzuje i praxe zemědělských bioplynových stanic, které pro zlepšení ekonomické bilance zmíněné materiály zpracovávají. Biskvitová moučka a odpady z výroby cukrovin jsou jedněmi z materiálů, u nichž bude anaerobní zpracovávání na bioplyn a hnojivo v blízké budoucnosti aktuální. Tyto odpady nebude zřejmě nezbytné podrobit hygienizaci. Rozhodujícím faktorem pro reálné využití těchto materiálů pro výrobu bioplynu bude ovšem vždy poloprovozní ověření a taktéž otázka uplatnění vznikajících digestátů. Realizace poloprovozního ověřování na poloprovozním reaktoru o objemu 2,0 m³ byla v rámci zmíněného výzkumného projektu již započata u pivovarských komodit (mláto, sladový prach, kvasnice) a biskvitové moučky. Po ukončení výzkumného projektu bude poloprovozní zařízení i nadále využíváno pro zkoušky obdobného charakteru.

Výsledky získané v rámci výše zmíněného výzkumného projektu budou v následujících letech uplatněny především při návrhu nových bioplynových stanic firmou VÍTKOVICE POWER ENGINEERING, a. s. Parametry měrná produkce bioplynu a methanu a intenzita produkce bioplynu a methanu při známém zatížení fermentoru a době zdržení jsou při návrhu kofermentačního zařízení klíčové.

Literatura

- [1] Obroučka K. a kol: Závěrečná zpráva o řešení veřejné zakázky v programu IMPULS ev. č. FI-IM4/215 u spolupříjemce VŠB-TU Ostrava za rok 2009. „Výzkum a vývoj nových technologií kofermentace zemědělských odpadů a dalších biogenních materiálů s cílem zvýšení energetické a ekonomické efektivnosti procesů“. Centrum environmentálních technologií VŠB-TUO, Ostrava leden 2010.
- [2] Obroučka K., Rusín J., Chamrádová K.: Modelové studie anaerobní kofermentace hovězí kejdy. *Recenzovaný časopis Waste fórum 2010*, www.WasteForum.cz, č. 1, str. 51 – 57. České ekologické manažerské centrum 2010. ISSN: 1804-0195.
- [3] Obroučka K., Rusín J., Chamrádová K.: Možnosti využití lihovarských a pivovarských biologicky rozložitelných materiálů k výrobě bioplynu. *Recenzovaný časopis Waste fórum 2010*, www.WasteForum.cz, č. 1, str. 58 – 67. České ekologické manažerské centrum 2010. ISSN: 1804-0195.

- [4] Amon T., et al.: Methane production through anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotations. Division of Agricultural Engineering, Department of Sustainable Agricultural Systems, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Peter-Jordan Strasse 82, A-1190 Vienna, Austria. *Bioresource Technology*, vol. 98 (2007), p. 3204 – 3212, available online at www.sciencedirect.com.
- [5] Prasad K., Jukka R.: Anaerobic co-digestion of potato tuber and its industrial by-products with pig manure, *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 43, 2005, no. 2, p. 175 – 188.
- [6] Seppälä M., Paavola T., Lehtomäki, A., Rintala J.: Biogas production from boreal herbaceous grasses – Specific methane yield and methane yield per hectare. Department of Biological and Environmental Science, University of Jyväskylä, Finland. *Bioresource Technology*, Volume 100, Issue 12, June 2009, p. 2952 – 2958, available online at www.sciencedirect.com.
- [7] Škoda A., Zábranská J., Pokorná D., Dohányos M.: Topinambur hlíznatý jako substrát pro bioplynové stanice. *Biom.cz* [online]. 2010-07-21 [cit. 2010-07-27]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/topinambur-hliznaty-jako-substrat-pro-bioplynove-stanice>>. ISSN: 1801-2655.
- [8] Ranade D.R., Yeole T.Y., Meher K.K., Gadre R.V., Godbole S.H.: Biogas from solid waste originated during biscuit and chocolate production. *Biological Wastes*, vol 28. Issue 2, 1989, p. 157 – 161.
- [9] Hamed Z., Mashad E., Ruihong Z.: Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology*, vol. 101 (2010), no. 11, p. 4021 – 4028, available online at www.sciencedirect.com.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl v rámci řešení a s podporou veřejné zakázky v programu IMPULS zadavatele MPO ČR, ev. č. FI-IM4/215 s názvem „Výzkum a vývoj nových technologií kofermentace zemědělských odpadů a dalších biogenních materiálů s cílem zvýšení energetické a ekonomické efektivity procesu“.

Specific methane production rate during model anaerobic co-fermentation of bovine slurry with 10 % wt. of various biowaste

Jiří RUSÍN, Karel OBROUČKA, Kateřina CHAMRÁDOVÁ

Centre of environmental technologies at VSB-Technical University Ostrava

Summary

The paper summarizes findings gained in series of physical model continual one-stage mesophile anaerobic co-fermentation tests conducted in 0,06 m³ reactors. Methane production intensity and specific methane production rate for model input mixtures compound of bovine slurry (90%) and biologically degradable waste (10%) is discussed. The highest methane production intensity (0,747 m_N³.m⁻³.d⁻¹) supplied the input mixture containing 60 % wt. of glycerol-phase total solids and 40 % wt. of bovine slurry total solids. The highest specific methane production rate (0,808 m_N³.kg_{VSP}⁻¹) provided the input mixture containing 47 % wt. of milled corn of maize total solids and 53 % wt. of bovine slurry total solids.

Key words: biowaste, bovine slurry, anaerobic co-fermentation, biogas, methane production intensity, specific methane production

Modelová anaerobní kofermentace hovězí kejdy a odpadů s vysokým obsahem tuků a olejů

Roman KUČA, Karel OBROUČKA

VŠB-TU Ostrava, Centrum environmentálních technologií, 17. listopadu 15,
708 33 Ostrava Poruba,

e-mail: roman.kuca@vsb.cz, karel.obroucka@vsb.cz

Souhrn

Článek uvádí dílčí výsledky výzkumného projektu získaného ve veřejné soutěži MŽP ev. č. SP/3g4/103/07¹. V tomto příspěvku jsou prezentovány výsledky modelové kofermentace hovězí kejdy s odpady s vysokým obsahem tuků a olejů. Výsledky experimentů prokázaly, že tyto odpady mohou být při uváženém dávkování společně s kejdou zdrojem kvalitního bioplynu o vysokých produkci. Ze tří testovaných odpadů s obsahem tuků a olejů bylo nejlepších výsledků dosaženo při kofermentaci hovězí kejdy s lapačovým tukem ze stravovacího zařízení v množství 10 % obj. (podíl sušiny lapačového tuku na celkové sušině vstupního substrátu 58 % hm.). Během kofermentace vstupního substrátu o tomto složení dosáhla průměrná denní produkce bioplynu hodnoty 1010 dm_N³/kg celkové sušiny o průměrném obsahu metanu 71 % obj. (produkce metanu 879 dm_N³/kg přivedených organických látek).

Klíčová slova: anaerobní digesce, kofermentace, bioplyn, digestát, kejda, tuky

Úvod

Anaerobní digesce (nebo též anaerobní fermentace) znamená kontrolovanou mikrobiální přeměnu organických látek bez přístupu vzduchu za vzniku plynného podílu (bioplynu) a digestátu². V souvislosti s rozšiřujícím se sortimentem využitelných organických odpadů i jejich množstvím, se do popředí zájmu jejich možného využití dostává proces anaerobní kofermentace vybraných organických odpadů ve směsi s kejdou (obvykle hovězí, vepřovou).

Přidané odpady však mohou tento proces poznamenat ve více směrech. Může dojít ke změnám množství a složení vznikajícího bioplynu, ale i k ovlivnění dynamiky procesu. Některé přísady se jen neochotně účastní procesu, případně jej zpomalují. Dostávají se tak vlastně ve větším či menším měřítku do digestátu, i když kofermentací prošly; mohou mít tudíž na celý transformační proces negativní vliv.

V rámci výzkumného projektu¹ proběhla v laboratorních fermentorech kofermentace hovězí kejdy s odpadními materiály z různých průmyslových odvětví (potravinářský, farmaceutický, oleochemický průmysl apod.). Během procesu kofermentace (období několika měsíců) je sledován vliv postupně navyšovaného podílu kosubstrátů (odpadů) ve směsi s hovězí kejdou jak na množství a kvalitu bioplynu (koncentrace metanu), tak na výslednou kvalitu digestátu.

Experimentální část

Podstatná část experimentálních prací byla realizována na fyzikálních laboratorních modelech fermentorů v laboratoři Centra environmentálních technologií VŠB-TU Ostrava. Získané výsledky z experimentů v laboratorních fermentorech je rovněž možno ověřit na poloprovozním anaerobním reaktoru o objemu 2 m³.

Laboratorní model se skládal ze základního reakčního článku, tvořeného anaerobním fermentorem o objemu 60 dm³ (**obrázek 1**), k němuž byly přiřazeny pomocné aparatury (laboratorní plynoměr – **obrázek 2**, teploměry, plynojem atd.). Analýza složení bioplynu byla realizována analyzátozem Binder Combimass Ga-m s infračerveným senzorem pro měření obsahu CH₄, CO₂, O₂ a H₂S v % obj. (**obrázek 3**). Kofermentace probíhala v tzv. mezofilní oblasti teplot, tzn. substrát v reaktoru byl ohříván na cca 40 °C a kontinuálně promícháván pomocí nízkootáčkového elektrického motoru (cca 24 ot/min)³.

Vznikající digestát byl pravidelně odebírán a testován na obsah celkové sušiny, obsah organických látek, pH, obsahy celkového C, N, S, obsah N-NH₄, N-NO₃, Ca, Mg, K, P, S, těžké kovy, nižší mastné kyseliny, termotolerantní koliformní bakterie, enterokoky, Salmonella spp. atd.



Obrázek 1: Laboratorní fermentor



Obrázek 2: Bubnový plynoměr



Obrázek 3: Analyzátor složení BP

Popis a průběh experimentu modelové kofermentace

V laboratorních modelech anaerobního fermentoru (objem 60 dm³) byly s hovězí kejdou kofermentovány následující odpady:

VZOREK 1: lapačové tuky (kat. č. 02 03 01) z výroby jedlých olejů (STZ, a. s., Olomouc); vznikají při pravidelném čištění jímky na odpadní vody z provozů extrakce, rafinerie a ČOV; polotuhý odpad hnědé barvy s nevýrazným zápachem po biologickém materiálu a jedlém oleji.

VZOREK 2: odpadní tukové vody (kat. č. 02 03 01) z výroby jedlých olejů (STZ, a. s., Olomouc); směs surového rostlinného oleje, mastných kyselin, fosfolipidů a vody; viskózní, nažloutlá až tmavohnědá kapalina nestandardního zápachu, který je způsoben biologickými procesy.

VZOREK 3: lapačové tuky (kat. č. 19 08 10) ze stravovacího zařízení (menza VŠB-TU Ostrava); vznikají v jímkách odlučovače tuku; viskózní, tmavě oranžová kapalina (se zbytky jídel) nestandardního zápachu, který je způsoben biologickými procesy.

Výsledky základních analýz vzorků 1 – 3 a hovězí kejdy uvádí **tabulky 1 a 2**.

Tabulka 1: Základní fyzikální a chemické parametry vzorků 1-3 a hovězí kejdy (HK)

Vzorek	C celk.	C org.	N celk.	S celk.	Sušina celková	Spalitelné látky	pH
	% _{TS}	% _{TS}	% _{TS}	% _{TS}	%	% _{TS}	
1	69,8	69,5	0,400	0,10	47,3	89,90	4,75
2	80,0	79,6	0,020	0,04	99,7	99,90	4,12
3	80,0	79,5	0,001	-	99,4	99,97	4,60
HK	38,0	37,4	5,240	0,40	7,9	80,90	7,10

Tabulka 2: Koncentrace těžkých kovů vzorků 1-3 a hovězí kejdy (HK)

Vzorek	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
	mg/kg _{TS}	mg/kg _{TS}	mg/kg _{TS}	mg/kg _{TS}	mg/kg _{TS}	mg/kg _{TS}	mg/kg _{TS}	mg/kg _{TS}	mg/kg _{TS}
1	0,99	0,41	25,5	34,50	0,111	3,34	20,0	20,6	393
2	0,61	0,17	<2,5	<2,50	0,006	2,85	<2,5	<2,5	4,25
3	<0,50	0,11	<2,5	2,65	0,002	<0,50	<2,5	<2,5	<2,50
HK	<0,50	0,67	<2,50	789	0,047	<0,50	12,6	<2,50	400

Samotné modelové experimenty kofermentace výše jmenovaných odpadů probíhaly následujícím způsobem. Celý objem reaktorů (60 dm³) byl nejprve naplněn pouze hovězí kejdou. Po několikátýdenním „zapracování“ reaktorů hovězí kejdou (po ustálení procesu) se začaly spolu s čerstvou hovězí kejdou přidávat postupně do jednotlivých reaktorů zmíněné odpady v množství 2 – 20 % obj.

Substrát hovězí kejdy s odpady v daných poměrech byl do reaktorů dávkován denně s výjimkou svátků a víkendů, odpovídající objem digestátu byl denně odpouštěn a pravidelně analyzován. Reaktory byly provozovány při mezofilních teplotních podmínkách (cca 40 °C). Základní informace o průběhu procesů anaerobní kofermentace jednotlivých odpadů s hovězí kejdou jsou uvedeny v **tabulkách 3 – 5**. Uvedené hodnoty jsou průměrné za období kofermentace substrátu o daném poměru.

Experimenty modelové kofermentace hovězí kejdy s lapačovými tuky z výroby jedlých olejů a odpadní tukovou vodou z výroby jedlých olejů (**tabulka 3 a 4**) v současné době dále pokračují. Bylo provedeno další navýšení těchto odpadů ve vstupním substrátu na 25 % obj., resp. 20 % obj. Experiment modelové kofermentace hovězí kejdy s lapačovými tuky ze stravovacího zařízení (**tabulka 5**) byl již ukončen. V **tabulce 6** jsou pro srovnání uvedeny průměrné hodnoty parametrů naměřených a vypočtených při dlouhodobé fermentaci hovězí kejdy⁴.

Tabulka 3: Průběh anaerobní kofermentace při postupném navyšování lapačového tuku z výroby jedlých olejů ve vstupním substrátu (prozatímní doba trvání procesu 258 dní)

Kofermentace hovězí kejdy s 2 % lapačového tuku z výroby jedlých olejů (VZOREK ₁)												
Proces		Vstupní substrát (HK 9,8 : VZOREK ₁ 0,2)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
41	88	0,68	0,69	0,688	5,8	7,2	6,0	83,0	8,9	26	530	58
Kofermentace hovězí kejdy s 5 % lapačového tuku z výroby jedlých olejů (VZOREK ₁)												
Proces		Vstupní substrát (HK 9,5 : VZOREK ₁ 0,5)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
78	94	0,64	0,62	0,613	6,1	7,4	5,9	79,7	11,4	29	630	57
Kofermentace hovězí kejdy s 10 % lapačového tuku z výroby jedlých olejů (VZOREK ₁)												
Proces		Vstupní substrát (HK 9,0 : VZOREK ₁ 1,0)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
49	84	0,71	0,73	0,728	6,7	7,3	6,0	81,0	15,7	39	720	58
Kofermentace hovězí kejdy s 20 % lapačového tuku z výroby jedlých olejů (VZOREK ₁)												
Proces		Vstupní substrát (HK 8,0 : VZOREK ₁ 2,0)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
90	86	0,70	0,71	1,009	6,2	9,9	8,4	84,9	25,2	58	820	57

Poznámka: Dny procesu-počet dní během kterých probíhala kofermentace vstupního substrátu v daném poměru, HRT-teoretická hydraulická doba zdržení substrátu v reakčním prostoru, Z-objemové zatížení reaktoru organickými látkami, TS-celková sušina, VS-org.sušina, VS_{TS}-obsah organických látek v celkové sušině (spalitelné látky), C:N-poměr prvků celkový uhlík, celkový dusík v sušině vstupního substrátu, HK-hovězí kejda

Tabulka 4: Průběh anaerobní kofermentace při postupném navyšování odpadní tukové vody z výroby jedlých olejů ve vstupním substrátu (prozatímní doba trvání procesu 258 dní)

Kofermentace hovězí kejdy s 2 % odpadní tukové vody z výroby jedlých olejů (VZOREK ₂)												
Proces		Vstupní substrát (HK 9,8 : VZOREK ₂ 0,2)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
41	88	0,68	0,69	0,787	6,3	8,0	6,9	85,3	11,4	32	590	57
Kofermentace hovězí kejdy s 5 % odpadní tukové vody z výroby jedlých olejů (VZOREK ₂)												
Proces		Vstupní substrát (HK 9,5 : VZOREK ₂ 0,5)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
78	94	0,64	0,64	1,244	6,2	13,1	11,7	88,0	17,9	47	560	56

Kofermentace hovězí kejdy s 10 % odpadní tukové vody z výroby jedlých olejů (VZOREK ₂)												
Proces		Vstupní substrát (HK 9,0 : VZOREK ₂ 1,0)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
49	84	0,71	0,70	1,537	6,2	14,3	13,1	91,5	29,6	76	760	59

Kofermentace hovězí kejdy s 15 % odpadní tukové vody z výroby jedlých olejů (VZOREK ₂)												
Proces		Vstupní substrát (HK 8,5 : VZOREK ₂ 1,5)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
90	86	0,70	0,68	2,879	5,6	26,0	24,8	93,3	42,7	111	640	57

Tabulka 5: Průběh anaerobní kofermentace při postupném navyšování lapačového tuku ze stravovacího zařízení ve vstupním substrátu (celková doba trvání procesu 130 dní)

Kofermentace hovězí kejdy s 5 % lapačového tuku ze stravovacího zařízení (VZOREK ₃)												
Proces		Vstupní substrát (HK 9,5 : VZOREK ₃ 0,5)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
30	60	1,00	1,01	1,082	6,9	7,8	6,4	82,1	17,9	60	760	62

Kofermentace hovězí kejdy s 10 % lapačového tuku ze stravovacího zařízení (VZOREK ₃)												
Proces		Vstupní substrát (HK 9,0 : VZOREK ₃ 1,0)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
30	65	0,93	0,94	1,599	6,7	12,1	10,2	84,0	29,7	115	1010	71

Kofermentace hovězí kejdy s 20 % lapačového tuku ze stravovacího zařízení (VZOREK ₃)												
Proces		Vstupní substrát (HK 8,0 : VZOREK ₃ 2,0)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
70	78	0,77	0,78	3,250	6,7	26,3	24,9	94,9	57,8	206	1000	73

Tabulka 6: Průběh anaerobní fermentace hovězí kejdy (celková doba trvání procesu 498 dní)⁴

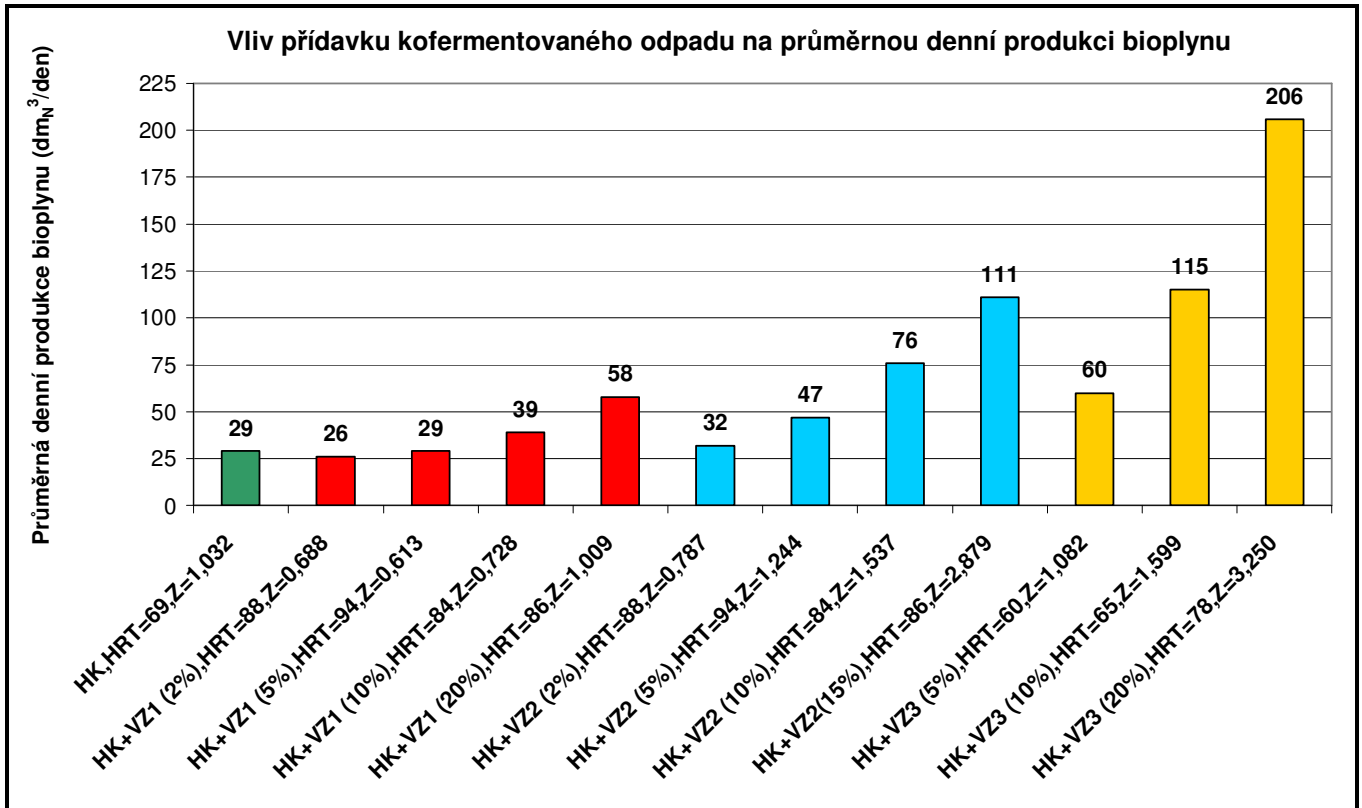
Fermentace hovězí kejdy (HK)												
Proces		Vstupní substrát (HK)								Produkce bioplynu		CH ₄
Dny procesu	HRT	Denní dávka		Z	pH	TS	VS	VS _{TS}	C:N	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
d	d	dm ³ /d	kg/d	kg _{VS} /m ³ /d	-	% hm	% hm	% hm	-	dm _N ³ /d	dm _N ³ /kg _{TS}	% obj
498	69	0,95	0,96	1,032	7,1	7,9	6,4	80,9	7,3	29	410	58

Výsledky a diskuse

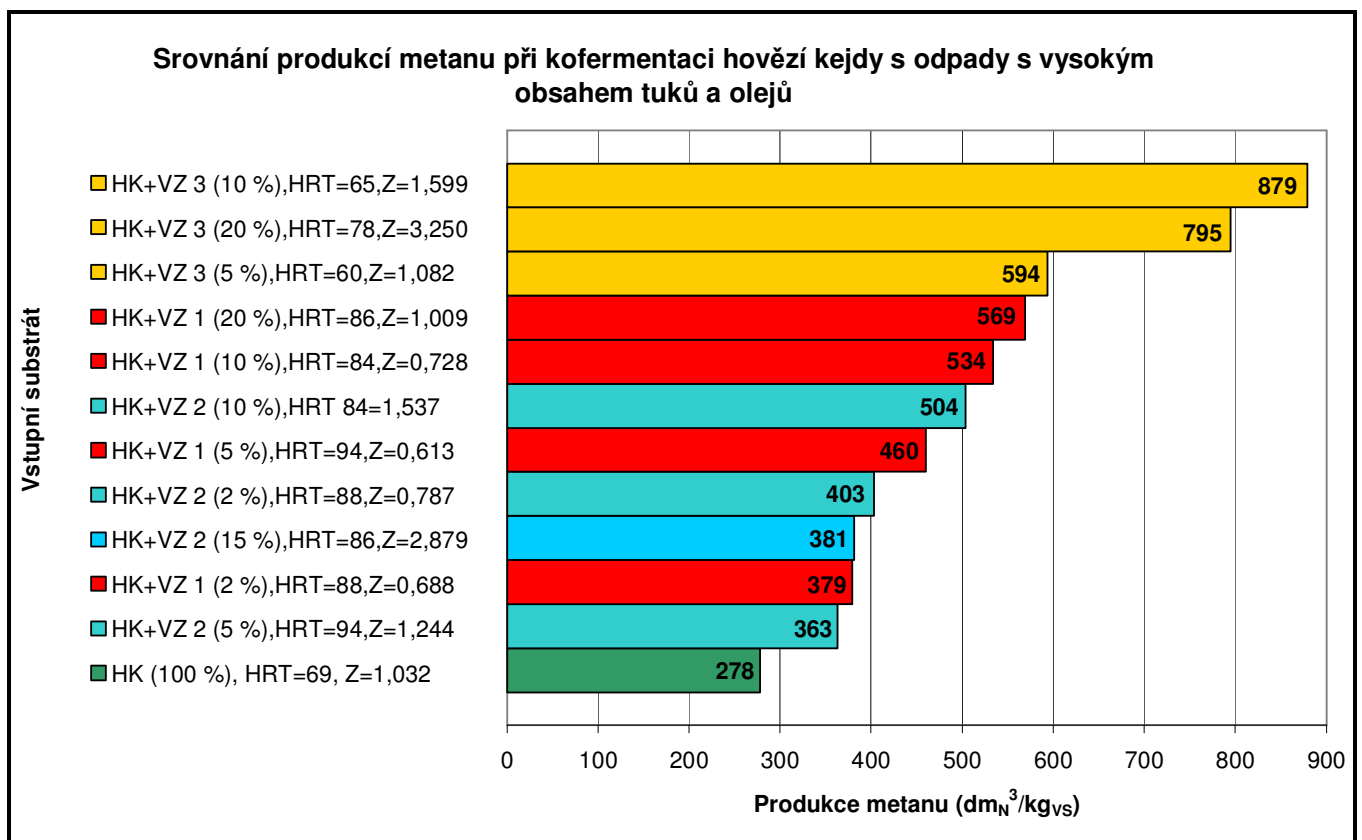
Vyhodnocení procesu z hlediska produkce a kvality bioplynu

V průběhu experimentů byly denně měřeny a zaznamenávány koncentrace metanu v bioplynu (% obj.), produkce bioplynu (dm³/d) a reakční teploty (°C). Jednou týdně byla ve vzorcích vstupního substrátu o daném poměru měřena celková sušina, organická sušina a pH. V grafu na **obrázku 4** je znázorněn vliv přidávaných odpadů na průměrnou denní produkci bioplynu (přepočtenou na normální podmínky). Na základě měřených hodnot byla (mimo jiné) vypočtena produkce metanu z kilogramu přivedených organických látek (dm_N³/kg_{VS}) při kofermentaci jednotlivých vstupních substrátů o daném složení a době zdržení v reakčním prostoru (graf na **obrázku 5**). V grafech na **obrázcích 4 a 5** jsou pro srovnání uvedeny rovněž naměřené a vypočtené hodnoty při fermentaci hovězí kejdy (referenční hodnoty)⁴.

Ze tří testovaných odpadů bylo nejlepších výsledků, jak s ohledem na průměrné denní produkce bioplynu a koncentrace metanu, tak na produkci metanu vztaženou na hmotnostní jednotku organických látek vstupní směsi, dosaženo při kofermentaci lapačových tuků ze stravovacího zařízení v poměru 90 % obj. kejda, 10 % obj. lapačový tuk (lapačové tuky se na celkové sušině vstupního substrátu podílely 58 % hm.).



Obrázek 4: Vliv přidavku kofermentovaných odpadů na průměrnou denní produkci bioplynu



Obrázek 5: Srovnání produkce metanu (dm_N³/kg_{VS}) při modelové kofermentaci hovězí kejdy s odpady s vysokým obsahem tuku

Z kofermentovaných odpadů měl lapačový tuk ze stravovacího zařízení nejvyšší obsah tuků, které jsou snadno konvertovatelné na bioplyn s vysokými měrnými výtěžky⁵. Po navýšení kofermentované dávky lapačového tuku na 20 % obj. (podíl lapačových tuků na celkové sušině substrátu 76 % hm.) došlo nejprve k dalšímu postupnému nárůstu denních produkcí bioplynu a koncentrací metanu. Po šedesáti dnech procesu s touto dávkou došlo k přetížení reaktoru organickými látkami a během následujících deseti dní kofermentace klesala jak produkce bioplynu, tak koncentrace metanu na minimální hodnoty (experiment byl ukončen).

Vyhodnocení procesu z hlediska kvality digestátu

Digestátem jsou nazývány zbytky po anaerobní fermentaci (či kofermentaci) na bioplynové stanici⁶. Na digestáty jsou z hlediska legislativního kladeny zejména hygienické požadavky. Jedná se o splnění procesních hygienizačních parametrů, splnění limitních hodnot rizikových prvků a indikátorových organismů.

Legislativní opatření týkající se nakládání s digestáty jsou součástí několika zákonů, vyhlášek, nařízení apod.. Ve stručnosti současná legislativa nahlíží na digestát dle následujících požadavků:

- požadavky na digestáty používané jako hnojivo na zemědělské půdě (zákon č. 156/1998 Sb.⁷, resp. zákon č. 9/2009 Sb.⁸, vyhláška č. 474/2000 Sb.⁹, resp. vyhláška č. 271/2009 Sb.¹⁰ atd.),
- požadavky na digestáty z bioodpadů používané na nezemědělské půdě (vyhláška č. 341/2008 Sb.¹¹, atd.),
- požadavky na digestáty vzniklé biozplyňováním vedlejších živočišných produktů (Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1774/2002¹², atd.).

Dle výsledků provedených analýz pravidelně odebíraných digestátů byly problematickými parametry z hlediska současné legislativy zejména překročené koncentrace mědi (dle vyhlášky č. 271/2009 Sb.¹⁰ a vyhlášky č. 341/2009 Sb.¹¹) a nesplnění kritérií pro kontrolu účinnosti hygienizace (dle vyhlášky č. 341/2009 Sb.¹¹).

Měď dle vyhlášky č. 271/2009 Sb.¹⁰ nevyhovuje limitu 250 mg/kg_{TS} u všech odebraných vzorků digestátu bez ohledu na kofermentovaný odpad. Průměrná koncentrace mědi ve vzorcích digestátu se pohybovala v rozmezí 800 – 1000 mg/kg_{TS}. Dle vyhlášky č. 341/2009 Sb.¹¹ vyhovují digestáty s ohledem na vysoké koncentrace mědi většinou jen třídě III (tzn. využití k rekultivaci a uzavírání skládek). Měď se do digestátů ovšem nedostává z kofermentovaného odpadu, ale z hovězí kejdy (**tabulka 2**).

Z hlediska hygienizace nesplňuje většina digestátů dle vyhlášky č. 341/2009 Sb.¹¹ limity pro termotolerantní koliformní bakterie a enterokoky.

Za dané období kofermentace jednotlivých odpadů s hovězí kejdou v určitém poměru bylo provedeno vždy několik odběrů digestátu (výsledky analýz pro vybrané parametry uvedené v **tabulce 7** jsou jejich průměrnými hodnotami). Pro srovnání jsou rovněž uvedeny průměrné hodnoty analýz vzorků digestátu vzniklých dlouhodobou modelovou anaerobní fermentací samotné hovězí kejdy⁴.

Tabulka 7: Vybrané parametry sledované ve vzorcích digestátu

Digestát ze vzorku:		C celk.	C org.	N celk.	N-NH ₄	S celk.	C:N	Sušina celková	Spalitelné látky	pH	Tuky
		% _{TS}	% _{TS}	% _{TS}	% _{TS}	% _{TS}	-	%	% _{TS}	-	% _{TS}
1	2 %	40,0	39,4	8,9	6,0	0,5	4,5	3,7	75,3	8,1	2,1
	5 %	38,7	37,7	10,1	7,1	0,5	3,8	3,4	71,6	8,2	3,3
	10 %	35,0	34,5	9,5	6,3	0,6	3,7	3,6	71,0	8,3	3,8
	20 %	34,4	34,0	7,3	5,0	0,7	4,7	4,8	73,2	8,1	6,1
2	2 %	37,8	36,8	8,2	5,7	0,5	4,6	4,0	74,6	8,0	2,4
	5 %	39,8	38,9	11,2	6,1	0,5	3,6	3,7	72,3	8,0	3,8
	10 %	35,4	34,9	7,2	5,1	0,4	4,9	4,6	73,7	8,1	3,8
	15 %	33,8	33,5	7,1	4,2	0,5	4,8	5,4	72,2	8,0	7,4
3	5 %	31,2	30,6	10,3	5,0	0,5	3,0	4,3	72,8	8,2	1,6
	10 %	30,8	29,9	10,2	3,8	0,5	3,0	5,1	77,7	7,9	3,9
	20 %	29,0	28,1	6,2	2,5	0,4	4,7	7,7	80,2	7,2	5,7
Digestát hovězí kejdy		34,9	34,3	6,6	3,9	0,6	5,3	4,7	74,9	8,0	2,4

Při kofermentaci odpadů s vysokým obsahem tuků a olejů s hovězí kejdou v množství do 10 % obj., byl průběh procesu s ohledem na sledované parametry v digestátu poměrně bezproblémový. Při kofermentaci lapačového tuku z výroby jedlých olejů a odpadní tukové vody byl v digestátech naměřen vyšší obsah amoniakálního dusíku, což se pravděpodobně projevilo i zvýšenými hodnotami pH ve vzorcích těchto digestátů (optimální pH pro metanogenní bakterie je 6,5 až 7,8). Obecně platí, že nárůst pH nad 7,6 může procesy inhibovat nárůstem volného amoniaku⁵.

Navýšení kofermentovaných odpadů nad 10 % obj. znamenalo nárůst nerozložených tukových látek v digestátu. Vzniklé digestáty nevykazovaly výraznější známky zápachu. Během procesu nedocházelo ke kumulaci jednotlivých nižších mastných kyselin v digestátech, které mohou při vyšších koncentracích inhibičně působit na anaerobní mikroorganismy a signalizovat přetěžování reaktoru. Významný nárůst koncentrací kyseliny octové a propionové (až 0,25 % digestátu) byl zaznamenán pouze v závěru procesu kofermentace lapačového tuku z jídelny, kdy již došlo k přetížení reaktoru organickými látkami (nízké produkce bioplynu a koncentrace metanu), což se projevilo rovněž intenzivním zápachem digestátu.

Závěr

Cílem příspěvku bylo prezentovat základní výsledky a srovnání experimentů modelové anaerobní kofermentace hovězí kejdy s odpady s vysokým obsahem tuků a olejů. Nejlepší produkce metanu při stabilním procesu bylo dosaženo s 10 % obj. lapačových tuků ze stravovacího zařízení (podíl lapačového tuku na celkové sušině vstupního substrátu 58 % hm.) při době zdržení 65 dnů a zatížení fermentoru 1,6 kg_{VS}/m³/d. Bylo produkováno průměrně 0,88 m³ metanu z 1 kg organických látek vstupní směsi. Obsah metanu v bioplynu byl při tomto procesu průměrně 71 % obj.

Při navýšení podílu lapačového tuku ze stravovacího zařízení na 20 % obj. (podíl lapačových tuků na celkové sušině substrátu 76 % hm.) vzrostlo zatížení fermentoru na 3,3 kg_{VS}/m³/d, nastala kumulace meziproductů v reakční směsi, což znamenalo po 60ti dnech kolaps procesu.

Ze tří testovaných odpadů se pro kofermentaci jako nejméně vhodný jeví tuk z lapače z výroby jedlých olejů (STZ, a. s., Olomouc). Tento odpad obsahoval nejvíce dusíku a anorganického podílu, který se usazoval na dně fermentoru. Kofermentace odpadů z výroby jedlých olejů nadále pokračuje v množství 20 % obj. (odpadní tuková voda – 76 % hm. podíl na celkové sušině vstupního substrátu) a 25 % obj. (lapačové tuky – 67 % hm. podíl na celkové sušině vstupního substrátu), současná průměrná denní produkce bioplynu (po 20ti dnech fermentace v tomto množství) vzrostla na 172 dm³/den, resp. 73 dm³/den.

Z pohledu současné legislativy využití digestátů na zemědělských či nezemědělských půdách se ukázal problematický především zvýšený obsah mědi v digestátech^{10,11} a překročení limitů indikátorových organismů účinnosti hygienizace¹¹. Nadlimitní koncentrace mědi byly však dle provedených analýz zjištěny již ve vzorcích samotné hovězí kejdy (cca 800 mg/kg_{TS}) pravidelně dovážené z hovězí farmy. Měď se do kejdy dostává ze skalice modré, která se používá k dezinfekci kopyt dobytka. S rostoucím zatížením fermentoru organickými látkami (resp. tuky a oleji) se sice zvyšuje zejména denní produkce bioplynu a metanu, ale zároveň již anaerobní bakterie nejsou schopny veškeré tyto látky rozkládat a ty přecházejí do digestátu, současně obvykle dochází k přetížení reaktoru a následnému kolapsu procesu.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl v rámci řešení a s podporou veřejné zakázky zadavatele MŽP ČR, ev. č. VaV – SP/3g4/103/07 s názvem „Výzkum vlastností a využití digestátů z anaerobních procesů kofermentace zemědělských a dalších, zejména obtížně využitelných organických odpadů“.

Literatura

- [1] OBROUČKA, K. a kol.: Výzkum vlastností a využití digestátů z anaerobních procesů kofermentace zemědělských a dalších, zejména obtížně využitelných organických odpadů. *Projekt VaV ev. č. SP/3g4/103/07, VŠB – TU Ostrava, Centrum environmentálních technologií, 2007 – 2010.*
- [2] DOHÁNYOS, M. a kol.: Anaerobní čistírenské technologie. *NOEL 2000 s.r.o. Brno, 1998.*

- [3] OBROUČKA, K.; KUČA, R.; MICHNOVÁ, M.: Využití problematických organických odpadů k anaerobní digesci z hlediska vlastností digestátu. *WASTE FORUM 1/2010*, s. 68. Dostupné na WWW: <http://www.wasteforum.cz/cisla/WF_2010.pdf>
- [4] DROBNÝ, K. a kol.: Výzkum a vývoj nových technologií kofermentace zemědělských odpadů a dalších biogenních materiálů s cílem zvýšení energetické a ekonomické efektivity procesu. Projekt VaV ev. č. FI-IM4/215. VÍTKOVICE POWER ENGINEERING a.s., VŠB – TU Ostrava, Centrum environmentálních technologií. 2007 - 2010.
- [5] STRAKA, F. a kol.: Bioplyn. Gas s.r.o., Říčany, 2003.
- [6] VÁŇA, J.: Nakládání s digestátem rozhoduje o trvalé udržitelnosti bioplynové stanice. *Sborník mezinárodní konference: Bioplyn – České Budějovice 2008.*, ISBN 978-80-1328-167-0.
- [7] Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech). Sbírka zákonů ČR, částka 54, ročník 1998.
- [8] Zákon č. 9/2009 Sb., kterým se mění zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech), ve znění pozdějších předpisů, a další související zákony. Sbírka zákonů ČR, částka 3, ročník 2009.
- [9] Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb. o stanovení požadavků na hnojiva, ve znění pozdějších předpisů. Sbírka zákonů České republiky, částka 137, ročník 2000.
- [10] Vyhláška č. 271/2009 Sb., kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, ve znění pozdějších předpisů. Sbírka zákonů České republiky, částka 82, ročník 2009.
- [11] Vyhláška č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady). Sbírka zákonů ČR, částka 110, ročník 2008.
- [12] Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1774/2002 o hygienických pravidlech pro vedlejší produkty živočišného původu, které nejsou určeny pro lidskou spotřebu.

Model anaerobic co-fermentation of bovine liquid manure and wastes with high lipid and oil content

Roman KUČA, Karel OBROUČKA

VŠB-TU Ostrava, Centre of Environmental Technologies, 17. listopadu 15,

708 33 Ostrava Poruba,

e-mail: roman.kuca@vsb.cz, karel.obroucka@vsb.cz

Summary

This article presents partial results of the research project produced in the tender Ministry of the Environment no. SP/3g4/103/07 "Research of properties and usage of digestate from anaerobic co-fermentation processes agricultural and other, particularly difficult usable organic waste". This paper presents results of model anaerobic co-fermentation of wastes with high lipid and oil content with bovine liquid manure. The experimental results showed that such wastes can be source of high quality biogas. Of the three tested waste containing lipid and oils was during co-fermentation of 10 % vol. lipid and oil from lipid trap – from canteen (58 % wt. total solids from lipid and oil from lipid trap in substrate) achieved best results. During co-fermentation was average daily biogas production value in 1010 dm_N³/kg_{TS} with an average methane content of 71 % vol. (methane production 879 dm_N³/kg of organic compound in substrate).

Keywords: anaerobic digestion, co-fermentation, biogas, digestate, liquid manure, lipid

Reálné možnosti reduktivní dehalogenace chlorovaných látek přítomných ve vodách pomocí elementárních kovů

František KAŠTÁNEK¹, Zdeněk ČÍŽEK²

¹ Ústav chemických procesů, Akademie věd ČR,

165 02 Praha 6- Suchbátka, Rozvojová 135, e-mail: kastanek@icpf.cas.cz

² Analytické laboratoře, a. s., Plzeň

Abstrakt

Přes značné množství prací věnovaných v literatuře problému dehalogenace nebezpečných látek přítomných ve vodách se ukazuje, že dostupné informace, týkající se např. optimální volby náplně pro tzv. permeabilní bariéry za reálných podmínek, jsou velmi nekonsistentní. V laboratorním i poloprovozním měřítku byly proto ověřovány účinnosti reduktivní dechlorace polychlorovaných bifenyly a chlorovaných alifatických uhlovodíků, přítomných v reálných podzemních a průsakových vodách, za reduktivního účinku vybraných obecných kovů, případně jejich kombinací jako tzv. bimetalických katalyzátorů s vycementovaným paladiem na různých obecných kovech.

V poloprovozním měřítku na náplni třísek šedé litiny s hnízdovým grafitem byla ověřena vysoká účinnost dehalogenace většiny sledovaných alifatických chlorovaných uhlovodíků ve vzorcích reálně kontaminované podzemní vody odebírané z kontaminované lokality. Pro přítomné chlorované látky: trichlorethylen, perchlorethylen, 1,1-dichlorethylen, trans-1,2-dichlorethylen, trichlormethan, tetrachlormethan a metylchlorid se účinnosti dehalogenace pohybují na hladině kolem 99 % pro vstupní koncentrace v rozsahu jednotek až tisíců mikrogramů na litr vody. Poněkud menší účinnosti dehalogenace byly dosaženy pro cis-1,2-dichlorethylen a 1,2-dichlorethan.

Šedou litinu s hnízdovým grafitem (obsah C 3.8 %) lze doporučit jako velmi účinnou reakční náplň pro reduktivní dehalogenace reálných podzemních vod. Negativně se neprojevuje ani zvýšená solnost takových vod. Ověřená doba použití reakční náplně byla 6 měsíců. Tyto náplně mají reálnou možnost být využívány při praktických aplikacích, např. v podzemních permeabilních bariérách.

Pokud jde o PCB, byly v laboratorním měřítku aplikovány tzv. bimetalické katalyzátory, tj. kombinace obecného a ušlechtilého kovu. Ze zkoušených kombinací, kdy základními obecnými kovy byly komerčně dostupné částice Fe, Ni, Zn, Al a Mg, se jako realistická možnost volby obecného kovu potvrdilo užití částic šedé litiny s hnízdovým grafitem v kombinaci s paladiem jako nejúčinnějším ušlechtilým kovem, Fe-C/Pd. Tento bimetalický katalyzátor byl ze všech zkoušených kombinací nejúčinnější. Výsledky dosažené s tímto nosičem jsou významně příznivější, než např. s částicemi Fe na bázi ocelí.

Pokud jde o jiné kovy, publikovaná velmi vysoká reduktivní schopnost Mg, vyplývající z jeho oxidačního potenciálu vyššího než Fe, nemůže být prakticky využita, protože ve velmi krátké době dochází v reálných vodách k rychlé oxidaci povrchu, která zamezuje využít jedinečné korozivní vlastnosti Mg pro produkci redukujících elektronů.

V reálných časech, tj. v jednotkách hodin, bylo za použití bimetalického katalyzátoru Fe-C/Pd dosahováno pro vstupní hodnoty koncentrace PCB přes 1000 µg/l jejich až 99% degradace, počítáno na obsah 6 indikativních kongenerů, a potvrdila se tak vysoká účinnost redukce PCB za aplikace systému Fe-C/Pd pro dekontaminace těchto látek z výluhů zemin, kontaminovaných např. úniky dielektrických kapalin na bázi nižších kongenerů PCB (DELOR 103). Pro praktické užití se však aplikace bimetalického katalyzátoru na bázi paladia zdá příliš nákladné.

Klíčová slova: PCB, alifatické chlorované uhlovodíky, reduktivní dechlorace, šedá litina s volným grafitem, bimetalické katalyzátory, paladizovaná šedá litina

Úvod

Od doby, kdy se ukázalo, že lze využít principu transferu elektronů uvolňovaných při spontánní korozi některých obecných kovů (nebo biochemicky v anaerobním prostředí) k reduktivní dechloraci řady nebezpečných organických chlorovaných látek, vyskytujících se například v kontaminovaných podzemních vodách, je tomuto tématu věnována v literatuře mnoho pozornosti. Sdělení zásadnější důležitosti byla publikována v 90. letech a uvádíme zde vybraná (Sims et al, 1991; Gillham a O'Hannesin, 1994; Robert set al, 1996; Wang a Zhang, 1997), nicméně zájem pokračuje i v současnosti (Gotpagar et al, 2007).

Od čistých kovů se záhy přešlo k bimetalickým kombinacím typu obecný kov – ušlechtilý kov, od kterých se očekávala dobrá redukční účinnost i pro složitější organické molekuly, jako jsou například různé aromatické chlorované uhlovodíky, PCB, dioxiny a podobně. Například na systému Pd/Fe byla demonstrována kompletní dechlorace trichlorethylénů (Muftikian et al, 1995) a PCB (Grittini et al, 1995), obdobných studií je však řada. Pro orientaci lze uvést například ty, které se též zaměřují i na zhodnocení užití nanočástic kovů k redukcím (Wang a Zhang, 1997; Lowly a Reinhard, 2000; Elliot a Zhang, 2001; Kaštánek et al, 2007).

Při praktickém užití na reálných kontaminovaných vodách se však ukazuje, že ne vždy je dosahováno tak vysoké dehalogenace, jak se v literatuře uvádí. Roli hrají nejen fyzikálně-chemické vlastnosti základního kovu, na který jsou deponovány „ostrůvky“ ušlechtilého kovu, ale i příměsi jiných prvků v základním kovu, (před)úprava povrchu kovu, složení reálných kontaminovaných vod, stupeň oxidace obecného kovu a řada dalších charakteristik. Podrobná rešerše byla vypracovaná již dříve (Kaštánek, 2006).

Nespornou výhodou způsobu reduktivní dehalogenace chlorovaných organických látek je skutečnost, že na rozdíl od separačních adsorpčních metod, například při adsorpci na aktivním uhlí, dochází přímo k chemické k jejich destrukci. V klasických permeabilních reakčních bariérách se nejspíše uplatňuje katalytická náplň ve formě mikro- až makročástic. Výzkumy v oblasti nanotechnologií nacházejí v poslední době uplatnění i v ošetřování kontaminovaných podzemních vod (např. Hildebrand et al, 2008), ale řešení tohoto problému není předmětem tohoto příspěvku a soustředili jsme se na problematiku katalyzátoru v mikro- až makrorozměrech.

Cílem této práce bylo ověřit relevantnost publikovaných účinnosti nulavalenčního železa, zde reprezentovaného šedou grafitickou litinou, na dekontaminaci chlorovaných alifatických uhlovodíků obsažených v reálných kontaminovaných vodách, a možnosti dosažitelných účinností dehalogenace složitějších organických látek, konkrétně polychlorovaných bifenyly, za aplikace kombinace šedé grafitické litiny s paladiem v inovované formě tzv. trimetalického katalyzátoru, a ověřit dlouhodobou reaktivitu použitých reakčních náplní. Práce nepřináší žádné průlomové poznatky, ale může přispět k rozšíření poznatků o praktickém využití procesu reduktivní dehalogenace pro praxi.

EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

Reaktory

V laboratorním uspořádání byly jako vsádkové reaktory užity skleněné baňky s objemy kontaminované vody 200 ml, případně v kontinuálním uspořádání (Kaštánek, 2007) skleněné kolony o průměru 36 mm a výšky 600 mm. V poloprovozním uspořádání byla reaktorem skleněná kolona o vnitřním průměru 320 mm a výšce 1500 mm. Do spodu kolony bylo vsazeno perforované keramické dno, zadržující reakční náplň a dovolující průchod vody přes náplň. Průtok kontaminované vody byl regulován.

Účinnost dehalogenace PCB byla experimentálně sledovaná ve vsádkových pokusech v laboratorních baňkách o objemu 200 ml až 500 ml.

Reakční náplň

Laboratorní provedení: Špony šedé grafitické litiny (Fe-C) do délky cca 15 mm a šířky do cca 5 mm, pecičky Zn a Mg o velikosti do cca 4 mm, nastříhané dráty Ni a Al, průměr 1 mm, délka do cca 5 mm, ocelová vata (Fe) s průměrem vláken < 0,5 mm, bez předběžné úpravy povrchu kovů mořením.

Poloprovozní provedení: Šedá litina s hnízdovým grafitem, struktura ferit-perlit, vyhovující normě ČSN 42 2410, složení do 3.8 % C, 1.8 % Si, 0.5 % Mn, špony nepravidelného tvaru o velikosti délky do 25 mm, šířky do 10 mm a tloušťky 0,1 mm až 2 mm, vyrobené soustružením odlitku. Konkrétně byl použit výrobek ze závodu Armaturka Dýšina, s. r. o., průměrná hodnota měrné plochy částic byla stanovena jako 1,1 cm²/g. Po odstranění vydroleného grafitu byly špony naplněny do kolony. Výška náplně byla 600 mm, celkový objem náplně byl zhruba 52 litrů. Náplň kolony byla napuštěna destilovanou vodou a odplyněna (odstraněny bublinky vzduchu zachycené na částicích náplně kolony).

Trimetalický katalyzátor: 5 g částic šedé grafitické litiny nebo 5 g částic jiných obecných kovů bylo za míchání kontaktováno s 10 ml roztoku obsahujícího 5 ml až 9 ml ethanolu, přičemž zbytek do 10 ml objemu je 0,1M vodný roztok siřičitanu sodného. Do 10 ml této směsi bylo přidáno 0,005 až 0,1 g K₂PdCl₄ a 0,01 g Cu (v odpovídajícím množství síranu měďnatého) a mícháno 30 minut. Z takto připraveného katalyzátoru jako směsi tuhých částic ve vodném roztoku se již dále neseperoaly tuhé částice, ani se nesusily, a přímo se tato katalytická směs aplikovala do reaktoru s kontaminovanou vodou o objemu vody 200 ml. Pro větší objemy vody se při přípravě katalyzátoru přímo úměrně zvýší množství ostatních složek. Takto připravený katalyzátor má ve srovnání s tradičním bimetalickým katalyzátorem na bázi pouze železa a paladia větší životnost a je zapotřebí menších koncentrací drahého paladia pro dosažení stejné účinnosti, jako v případě bimetalického katalyzátoru. Ostatní ušlechtilé kovy nebyly pro přípravu katalyzátoru užity, protože z literatury je dostatečně potvrzena výjimečná účinnost pouze paladia.

Analytika

Pro stanovení obsahu chlorovaných uhlovodíků byla použita metoda plynové chromatografie se záchytem elektronů a hmotové spektroskopie (byla použita přístrojová technika fy Agilent, model 6890N a model 6890N+5975B), stanovení anionů bylo provedeno metodou iontové chromatografie za použití zařízení fy Metrohm. Stanovení provedly Analytické laboratoře a. s., Plzeň).

Pro stanovení PCB byla aplikovaná plynová chromatografie na kapilární koloně s vázanou nepolární silikonovou stacionární fází s řízeným průběhem teploty. Pro vyhodnocení jednotlivých kongenerů (28, 52, 101, 138, 153 a 180) byl použit roztok standardu PCB MIX (8). Analytika byla provedena v Ústavu ochrany prostředí VŠCHT v Praze.

Kontaminovaná voda

Byly dekontaminovány vzorky reálně kontaminované vody čerpané z vrtů v prostoru lokality závodu SPOLANA Neratovice, kde se dlouhodobě vyráběly mj. chlorované látky, a kde se úniky dostaly tyto produkty, resp. meziprodukty z jejich výroby, až do podzemních vod.

Jednotlivé poloprovozní experimenty byly prováděny v podniku Analytické laboratoře, a. s. v Plzni, kde byl reaktor instalován (*pokusy ex situ*) a poté byl reaktor i s původní náplní instalován přímo u vybraného vrtu v lokalitě SPOLANA v Neratovicích a měření byla provedena *in situ*. Redukce počtu měření *in situ* byla vyvolaná z důvodu organizačních.

Vzorky vod s PCB byly získány tak, že z archivovaného vzorku zeminy, dlouhodobě kontaminované v závodě na bývalou výrobu elektrických kondenzátorů (ZEZ Žamberk), byly pořízeny vodné výluhy extrakcí 1% vodným roztokem methanolu. Koncentrace sumy 6 indikačních kongenerů byla 1030 µg/l.

Experimenty v poloprovozních podmínkách s alifatickými chlorovanými uhlovodíky

Ve všech případech byla provedena analýza složení vstupní podzemní vody (stanovení obsahu hlavních přítomných chlorovaných alifatických uhlovodíků a obsahu hlavních anionů ve vodě), poté byla do reaktoru uváděna voda rychlostí 10 cm/hod. Ve vodě na výstupu z reaktoru byly opět stanoveny koncentrace příslušných látek. Rychlost dávkování vody do kolony byla zvolena na základě řady předběžných zkoušek s uměle kontaminovanou vodou. Střední doba prodlení kapaliny na náplni byla takto optimalizovaná na t = 6 hodin. Na každý experiment byly použity nově přivezené vody odebrané z různých vrtů, vzhledem k různému složení a koncentracím podzemní vody v jednotlivých vrtech. Po skončení jedné sady experimentů byla náplň promyta destilovanou vodou a nechána pod destilovanou vodou až do další série pokusů.

Pokusy *in situ* přímo na lokalitě byly provedeny s cílem zjistit, zda se projeví rozdíly mezi čerstvě čerpanou kontaminovanou vodou a vodou, která byla dovezena k pokusům a během pokusů „stárá“. Zkoušely se též možnosti zkrátit doby prodlení, což by mělo zásadní vliv na reálné uspořádání technologie v polních podmínkách.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Výsledky s reálně kontaminovanou vodou *ex situ* jsou uvedeny v **tabulkách 1 až 3**. Výsledky jsou průměrem ze tří nezávislých stanovení. V **tabulce 4** jsou uvedeny výsledky, kdy byla kolona instalovaná přímo u vybraného vrtu.

Tabulka 1: Účinnosti dehalogenace reálně kontaminované vody *ex situ*, čerstvá náplň. Jednotky koncentrace u organických látek jsou v $\mu\text{g/l}$, u anorganických iontů v mg/l , doba prodlení $t = 6 \text{ h}$.

Látka	Vstup	Výstup	Účinnost dekontaminace, %
TCE	1149	0,9	99
PCE	798	0,5	99
Tri-CM	15,4	0,05	99
Tetra-CM	0,12	0,05	58 ^a
1,2-DCEthan	10,0	0,01	99

^{a)} 0,05 u Tetra-CM je na hranici stanovení

Tabulka 2: Účinnosti dehalogenace reálně kontaminované vody *ex situ*, stáří náplně 3 měsíce. Koncentrace jsou v $\mu\text{g/l}$, doba prodlení $t = 5 \text{ h}$.

Látka	Vstup	Výstup	Účinnost dekontaminace, %
TCE	54,3	0,05	99
PCE	15,5	0,05	99
Tri-CM	206	1,7	99
Tetra-CM	20,8	0,05	99
1,1-DCEen	12,7	0,1	99
c+t-DCEen	62,8	0,1	99
1,2-DCEthan	1510	10,7	99

TCE – trichlorethylen, PCE – perchlorethylen, 1,1-DCEen – 1,1- dichlorethylen, c, t – DCEen – cis, trans- dichlorethylen, Tri-CM – trichlormethan, Tetra-CM – tetrachlormethan, 1,2-DCEthan – 1,2- dichlorethan

Tabulka 3: Účinnosti dehalogenace reálně kontaminované vody *ex situ*, stáří náplně 5 měsíců. Koncentrace jsou v $\mu\text{g/l}$, doba prodlení $t = 6 \text{ hodin}$.

Látka	Vstup	Výstup	Účinnost dekontaminace, %
TCE	756	0,4	99
PCE	485	0,4	99
Tri-CM	511	14,0	97
1,2-DCEthan	0,1	0,1	a

^a účinnost dekontaminace nebyla spočtena z důvodů koncentrace látky na hranici stanovení

Tabulka 4: Účinnosti dehalogenace reálné kontaminované vody in situ . Stáří náplně 6 měsíců. Koncentrace jsou v $\mu\text{g/l}$, doby prodlení $t_1 = 0.5$, $t_2 = 1$, $t_3 = 1.5$ hodin Účinnost dekontaminace stanovena z nejlepšího výsledku.

Látka	Vstup	Výstup při době prodlení			Účinnost dekontaminace, % (nejlepší)
		t_1	t_2	t_3	
1,1-DCEen	6,58	0,87	0,79	1,04	88
Trans- 1,2-DCEen	45,2	2,02	1,40	1,83	96
Cis-1,2-DCEen	45,8	6,29	5,65	7,43	88
Tri-CM	18,7	5,43	4,62	5,44	75,3
TCE	201	14,1	11,9	12,0	94
1,2-DCEthán	11,7	-	-	7,79	33,4

Tabulka 5: Závislost relativní koncentrace C/C_0 indikačních kongenerů PCB (18, 52, 101, 138, 153 a 190) pro $C_0 = 1030 \mu\text{g/l}$ pro redukci bimetalickými katalyzátory na době kontaktu. Koncentrace Pd = 0,4%, objem kontaminované vody 200 ml, obsah trimetalického katalyzátoru 5 g, vsádkové pokusy (viz též Štěpánek, 2008).

T, hodiny	Zn/Pd	Fe-C/Pd	Al/Pd	Mg/Pd
2	0,7	0,59	0,78	0,39
48	0,093	0,015	0,14	0,17
96	0,054	0,011	0,04	0,1 ^{a)}

¹ náplň je zoxidovaná a dále nereaguje

Z výsledků provedených experimentů, jejichž hlavním účelem bylo ověřit účinnosti procesu dehalogenace na velkém objemu reakční náplně za použití reálné podzemní vody, lze vyvodit hlavní závěry:

- Dosažené hodnoty účinnosti dehalogenace PCE, TCE a nižších chlorovaných ethylenů a methylchloridu jsou vysoké, a to i za velmi malé doby prodlení, kolem 1 hodiny. Za vysokých dob prodlení jsou účinnosti na hladině kolem 99 %. V podstatě nebylo pro tyto složky příliš významného rozdílu mezi pokusy přímo na vrtu a *ex situ*. Pomaleji reaguje *cis*-1,2-dichlorethylen, ve srovnání s *trans*-1,2 –dichlorethylenem, což se traduje, viz např.(Ebert et al, 2006). Trichlormethan vyžaduje zřejmě delší reakční doby, což platí zejména o dichlorethanu, což jsme předpokládali i podle našich předchozích výsledků (Kaštánek et al, 2007). Tato skutečnost je zřejmá i v případě použití několik měsíců staré náplně kolony, uchovávané pod vodou. Po několika měsících se neprojevily významné projevy blokování aktivních katalytických center na povrchu částic šedé litiny hydrolytickými produkty na bázi hydroxidů, resp. oxyhydrokarbonátů železa. Negativně se neprojevila ani vyšší solnost reálné podzemní vody, vyznačující se zejména zvýšenými obsahy síranů. Lze říci, že na podzemní vody kontaminované 1,2-dichlorethanem, bude proto nutno pohlížet jako na problematické, například při aplikaci podzemních permeabilních reaktivních bariér s čistým nula valenčním železem. Obecně zde bude nutné dodržet průměrné doby prodlení jako bezpečné na úrovni kolem 5 hodin, i když (s výjimkou 1,2-dichlorethanu, by ke konverzi došlo již za 0,5 hodiny – viz **tabulka 4**, kde je zřejmé, že rychlost dekontaminace je po 30 minutách prakticky stálá).

- Za zajímavý efekt lze považovat významné snížení obsahu sledovaných anionů. Podstatu tohoto efektu zřejmě tvoří reakce železa se solnými složkami podzemní vody, což platí zřejmě i pro chloridové ionty, tvořené elektrochemickou reakcí při reduktivní dechloraci. Nakolik by se projevil tento efekt ve formě snížení reakční kapacity náplně kolony ovšem nelze odhadnout. V každém případě, posuzování reakční rychlosti podle rychlosti tvorby chloridových iontů, jak je často v literatuře prováděno, je zavádějící.
- Za použití kontinuálního průtoku kontaminované vody přes náplň s ocelovou vatou, která má ve srovnání s částicemi šedé litiny vyšší měrnou plochu (až dvojnásobně), se obdobně jako v předešlých našich pokusech (Kaštánek et al, 2007) nedosáhlo vyšších redukčních účinností jak v průměru 50 %, přičemž po zhruba 170 hodinách provozu docházelo k zoxidování náplně a náplň byla neprostupná pro průtok vody. Velikost měrné plochy není zřejmě prioritním parametrem, ale počet aktivních center na povrchu litiny a zejména zřejmě hraje pozitivní roli elektrochemická aktivita mezifázového styku mezi grafitem a železem.
- Naše laboratorní výsledky týkající se účinnosti reduktivní dehalogenace chlorovaných alifatických a aromatických uhlovodíků, za katalytického působení tzv. nulavalenčních kovů, prováděných s různými kombinacemi bimetalických kovů v systému obecný kov-ušlechtilý kov ukázaly, že ze všech zkoušených kombinací (Pd/Fe, Pd/Zn, Pd/Ni, Pd/Mg, Pd/Al) je nejvhodnějším kandidátem na realizaci v provozním měřítku katalyzátor na bázi šedé litiny s obsahem hnízdového grafitu. Malá množství vycementované mědi zřejmě spolupůsobí při účinné formě aktivního vodíku generovaného *in situ*. Tento systém lze považovat za „třífázový katalyzátor“, kde se využívá elektrochemických reakcí k postupnému uvolnění atomů chloru z molekuly organické chlorované látky za vzniku anorganického chloridu a k substituci uvolněného místa vodíkem, za vzniku níže chlorovaných až chloru zbavených látek, a to za společného účinku všech tří pevných fází Fe, C a Pd. Mechanismus takových reakcí je popsán v řadě původních prací, zejména pro čistý obecný kov, a je založen na korozi obecného kovu a transferu elektronů. V případě litiny lze uvažovat i akci článku Fe-C, kde zrna grafitu působí jako elektroda, kde dochází k další redukci, čímž se zřejmě stává tento systém co do redukční účinnosti účinnějším, než samotné čisté nulavalentní železo, jako jsou např. různé druhy ocele. Ukazuje se, že šedá litina v kombinaci bimetalického katalyzátoru například s paládiem, může velmi dobře dekontaminovat řadu alifatických chlorovaných látek, ale i mnohem komplexnější molekuly, jako jsou např. polychlorované bifenyly. Možný výkladem reakčního katalytického účinku paladia jako katody je rozklad vody



kde elektrony jsou dodávány korozí obecného kovu a kdy generovaný vodík se na paladiu aktivuje a redukuje chlorovanou látku. V případě, že $\text{Me} = \text{Fe-C}$, dochází zřejmě na katodě k reakcím, které působí částečně proti usazování hydroxidu, resp. oxyhydroxidů Fe.

Ukazuje se dále, že povrch šedé litiny s hnízdovým grafitem je hydrofobnější, než povrch železa, resp. oceli bez přítomnosti inkluzí grafitu. Málo polární látky mají tudíž větší adhezi k více hydrofobnímu povrchu a jejich koncentrace v blízkosti aktivních míst kovových katalyzátorů je vyšší než u nehydrofobních povrchů. Reakční rychlosti, které jsou obvykle řízeny reakcemi pseudo-prvého řádu, jsou tak u hydrofobních materiálů, jakým je šedá litina, vyšší. Je pozoruhodné, že náplň tvořená částicemi grafitické litiny není ani po 24 měsících významně zkorodovaná a slepená inkrustacemi tak, aby byla nepropustná pro průtok vody

Na rozdíl od jiných v literatuře publikovaných laboratorních výsledků, např. (Agarwal et al, 2007; Engelmann et al., 2001), se velmi dobrá počáteční účinnost katalyzátoru na bázi Mg v reálných vodách zcela paralyzuje vytvořenými oxidačními produkty, v souladu se vztahem (2), které zde nevratně zalepí účinná centra katalyzátoru.

U těchto bimetalických katalyzátorů aplikovaných pro strukturně složitější molekuly halogenovaných látek, jako jsou např. PCB, jsou však velmi závažným problémem provozní náklady: i když budeme považovat za dostatečnou dobu prodloužení kontaminovaných vod na náplni pro dosažení účinnosti redukce vybraných kongenerů PCB kolem 99 % jako $t = 2$ hodiny, pak objem náplně bude určen průtokem kontaminované vody, a množství drahého ušlechtilého kovu na náplni může být, pro obvyklé hodnoty průtoků např. podzemních vod přes takové permeabilní bariéry, minimálně až v jednotkách

kilogramů kovu. Jakékoliv snížení obsahu ušlechtilého kovu na náplni bimetalického katalyzátoru tedy je ekonomicky nezbytné- přidavek malých množství mědi to částečně umožňuje.

Jako kovové nosiče byly aplikovány jednoduše komerčně dostupné kovové materiály s jejich minimální úpravou, jak se očekává z hlediska udržení přiměřených nákladů pro průmyslové aplikace. Nebyly proto optimalizovány kromě orientačních pokusů (předúprava povrchu kovů kyselým mořením, která se však ukázala jako neúčinná) žádné úpravy jejich povrchu, například s cílem zvýšení počtu aktivních reakčních center na povrchu, kde je možno ještě vidět rezervy.

ZÁVĚR

Provedené poloprovodní experimenty potvrdily naše předchozí výsledky a ukázaly na velkou vhodnost šedé litiny s hnězdovým grafitem ve formě třísek nebo špon jako reakčního media pro dostatečně účinnou dehalogenizaci většiny alifatických chlorovaných uhlovodíků. Tuto náplň je možno doporučit pro praktické aplikace, např. do permeabilních bariér pro dekontaminace kontaminovaných podzemních vod chlorovanými alifatickými uhlovodíky vhodného složení. Zejména je tato náplň vysoce účinná pro vody, kontaminované převážně tzv. per- a tri-chlory (PCE, TCE). Cena takové náplně je velmi přijatelná v jednotkách Kč/kg.

Pokud jde o komplexnější molekuly, jako jsou např. kongenery PCB z komerčních směsí proniklých do vod, např. z DELOR 103, resp. DELOR 106, samotná šedá litina není dostatečně účinná pro reduktivní dechlorace těchto látek. Dobré dehalogenační účinnosti však vykazují její bimetalické kombinace, např. s paládiem (o obsahu Pd na kovu max. 0,4 %). Tyto poznatky však nemusí být v praxi zcela oceněny, vzhledem k nákladům na pořízení takové náplně v reálných podmínkách, jsou-li průtoky kontaminované podzemní vody velké. V takových případech rozhoduje bilance nákladů a zisků. Jednou z možností je aplikace tzv. trimetalických katalyzátorů, např. v námi aplikované kombinaci paladia s mědí, kdy se snižuje potřeba paladia až řádově.

Poděkování

Tato práce byla podporovaná Ministerstvem průmyslu a obchodu ČR v rámci projektu MPO FI-IM3-050.

Literatura

- Agarwal S., Al-Abed S.R., Dionysiou D.D.: Enhanced corrosion-based Pd/Mg bimetallic systems for dechlorination of PCBs. *Environ. Sci. Technol.* 41 (2007) 3722 – 3727.
- Engelmann M.D., Doyle J.G., Cheby I.F.: The complete dechlorination of DDT by Mg/Pd bimetallic particles. *Chemosphere* 43 (2001) 195 – 198.
- Ebert M., Koeber R., Parbs A., Plagentz V., Schaefer D., Dahmke A.: Assessing degradation rates of chlorinated ethylenes in column experiments with commercial iron materials used in permeable reactive barriers. *Environ. Sci. Technol.* 40 (2006) 2004 – 2010.
- Elliott D.W., Zhang W.X.: Field assessment of nanoscale bimetallic particles for groundwater treatment. *Environ. Sci. Technol.* 35 (2001) 4922 – 4926.
- Grittini C., Malcomson M., Fernando Q., Korte N.: Rapid dechlorination of polychlorinated biphenyls on the surface of a Pd/Fe bimetallic system. *Environ. Sci. Technol.* 29, 2898 – 2900.
- Gotpagar J., Tmele E., Tang T., Bhattacharyya D.: Reductive dehalogenation of trichloroethylene using zero-valent iron. *Environmental Progress* 16 (2007) 137 – 143.
- Hildebrand H., Mackenzie K., Kopkuje F-D.: Novel nano-catalysts for wastewater treatment. *Global NEST J.*, 10 (2008) 47 – 53.
- Kaštánek F., Maléřová Y., Kaštánek P., Rott J., Jiříčný V., Jiráková K.: Complex treatment of wastewater and groundwater contaminated by halogenated organic compounds. *Desalination* 211 (2007) 261 – 271.
- Kaštánek F.: Redukce vybraných kontaminujících látek ve vodním prostředí nulvalentními kovy, zejména železem anebo za katalytického působení ušlechtilých kovů. Dílčí zpráva projektu MPO ČR FI-IM3/050, Ústav chemických procesů, AV ČR, Praha 2006.

- Lowry G.V., Reinhard M.: Pd-catalyzed TCE dechlorination in groundwater: Solute effects, biological control and oxidative catalyst regeneration. *Environ. Sci. Technol.* 34 (2000) 3217 – 3223.
- Muftikian R., Fernando Q., Korte N.: A Method for the rapid dechlorination of low molecular weight chlorinated hydrocarbons in water. *Water Res.* 29 (1995) 2434 – 2439.
- Roberts A.L., Totten L.A., Arnold W.A., Burris D.R., Campbell T.J.: Reductive elimination of chlorinated ethylenes by zero-valent metals. *Environ. Sci. Technol.* 30 (1996) 2654 – 2659.
- Sims J.L., Suflita J.M., Russel H.H., in: EPA GROUND WATER ISSUE. Reductive Dehalogenation of Organic Contaminants in Soils and Groundwater. EPA/540/4-90/054, January 1991 (<http://www.epa.gov/tio/tsp/download/reddehal.pdf>)
- Štěpánek R.: Doktorská disertační práce. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Ústav ochrany prostředí, Praha 2008.
- Wang C., Zhang W.: Synthesizing nanoscale iron particles for rapid and complete dechlorination of TCE and PCBs. *Environ. Sci. Technol.* 31 (1997) 2154 – 2156.

Possibilities of reductive dehalogenation of chlorinated organic compounds in water using zero valent metals

František KAŠTÁNEK¹, Zdeněk ČÍŽEK²

¹ Institute of Chemical Process Fundamentals of the ASCR, 165 02 Praha 6- Suchbátka, Rozvojová 135, Czech Republic, e-mail: kastanek@icpf.cas.cz

² Analytické laboratoře, a. s., Plzeň

Abstract

In spite of abundant volume of papers published on dehalogenation of hazardous compounds presented in groundwaters, the results and recommendations concerning the composition of the filling of permeable reactive barriers have been often inconsistent. In present paper the efficiencies of reductive dehalogenation of chlorinated volatile hydrocarbons and PCBs in aqueous solutions were verified.

In the case of decontamination of volatile chlorinated hydrocarbons grey cast iron turnings containing 3.9 % of heterogeneous flake graphite as a catalyst of reductive dechlorination at pilot-plant in-field experimental conditions was used. The efficiency of decontamination of perchloroethylene, trichloroethylene, 1,1-dichloroethylene, trans-1,2-dichloroethylene, trichloromethane, tetrachloromethane and methylchloride was about 99% for the inlet concentrations of respective chlorinated aliphatic hydrocarbons in the range of units to thousands of micrograms per liter of water.

Somewhat lower efficiencies of dechlorination for cis-1,2-dichloroethylene and 1,2-dichloroethane were achieved. The life-time of this catalyst was about 6 month. Laboratory experiments were also performed to determine the efficiency of reductive dechlorination of PCBs using of various bimetallic catalyst of the type: base metal/palladium. The base metals were represented by Ni, Zn, Al, Mg and grey cast iron containing flake graphite as a free phase in the bulk phase of cast iron.

Palladium formed a discontinuous "islets" on the surface of the base metal-carrier and the concentration of palladium was not higher than 0.39 %. The most efficient bimetallic catalyst proved to be the combination of grey cast iron/Pd. In 2 hours the efficiency of dechlorination of the sum of indicative congeners of PCBs containing in water (with 1% of methanol) obtained during washing of soil contaminated by the commercial mixture of PCBs (mostly of the Czech mixtures DELOR 103) was up to 99 % when the initial value of indicative congeners of PCBs was up to 1000 micrograms/L.

The cast grey iron with free flake graphite seems the best solution for the catalytic filling of the reactive permeable barrier in the case of volatile chlorinated aliphatic hydrocarbons. However, the use of the bimetallic catalyst with Pd seems in the field condition costly.

Key words: *volatile chlorinated aliphatic hydrocarbons, PCBs, reductive dehalogenation, grey cast iron, bimetallic catalysts, cast iron with palladium*

Zkoušky biofiltrů pro čištění odpadních vzdušnin s organickou kontaminací

Radim ŽEBRÁK, Martin CHROMEČKA

Biodegradace, s. r. o., Sokolská tř. 23, 702 00 Ostrava

e-mail: zebrak@biodegradace.cz, chromecka@biodegradace.cz

Souhrn

Biofiltrace představuje efektivní způsob čištění průmyslových odpadních vod a plynů kontaminovaných organickými polutanty. Mezi největší výhody této biologické metody patří nízké provozní náklady a vysoká účinnost sanace, zejména při nižších koncentracích kontaminujících látek, u kterých jsou fyzikální či chemické způsoby dekontaminace velmi nákladné. Jako výrazně pozitivní se jeví možnost rozkladu kontaminantu na jednoduché sloučeniny jako jsou oxid uhličitý a voda, které již nepředstavují zátěž pro životní prostředí. Jedním z výrazných rysů metody biofiltrace je oddělení biomasy od sanovaného odpadu. V biofiltračním systému je bakteriální konsorcium ukotveno na vhodném nosiči, zatímco čištěná tekutina prochází tímto filtrem. Tento článek zachycuje jednak základní zkušenosti získané v průběhu tříletého provozu průmyslově instalovaného biofiltru pro čištění odpadních vzdušnin odsávaných z výrobní haly firmy Henniges Automotive provozující výrobu v oblasti automobilového průmyslu, dále pak shrnuje nejdůležitější výsledky poloprovozních testů biofiltru pracujícího na principu pohyblivého lože, které byly realizovány v rámci výzkumného projektu.

Klíčová slova: biofiltr, biofiltr na principu pohyblivého lože, biofiltrace, biodegradace, kontaminace, mikroorganismy

Úvod

Prakticky ve všech oblastech průmyslu, ale i zemědělských a potravinářských provozů je používána nebo přímo vzniká celá řada látek a jejich směsí, které jako takové znamenají zátěž pro životní prostředí v případě jejich volného vypouštění do povrchových vod či atmosféry. V průmyslu se jedná o široké spektrum výrobků z ropy, rozpouštědel, aromatických sloučenin (toluen, xylen), chlorovaných uhlovodíků (chlorované deriváty ethylenu apod.), odpadních plynů vznikajících při vulkanizaci nebo nízkoteplotní pyrolýze, v oblasti provozů živočišné výroby pak jde především o merkaptany, sulfan, amidy, thiofenol, dimethylsulfid, dimethyldisulfid, limonen, ethanol, indol, skatol, diisopropylamin, dibutylamin, methylamin apod.

Kontaminace atmosféry má mnohé odlišnosti od kontaminace povrchové a podzemní vody (kapalná fáze) nebo půdy a podloží (pevná fáze). Pokud jsou polutanty v atmosféře již přítomné, vyskytují se zde ve velmi nízkých koncentracích a nejsou lokalizované a není tu možná jejich přirozená biodegradace. V atmosféře jsou transportovány na velké vzdálenosti, mohou způsobit kontaminaci povrchových vod, půdy nebo poškození vegetace (kyselé deště, smog, troposférický ozón). Z tohoto důvodu je nutné zamezit jejich vstupu do atmosféry a důsledně je odstraňovat již u zdrojů znečištění.

V našich podmínkách našly široké využití v zásadě tři typy zařízení pracující na různých principech: sorpční filtry, biofiltry a katalytické spalovny (Vaněk, 2001). Volba nejvhodnější metody a její následné účinné provozování je závislá na velkém množství faktorů – druh polutantu, jeho vstupní koncentraci a požadované výstupní koncentraci, druh znečištěného plynu, jeho objemového průtoku, tlaku, teplotě, vlhkosti, rosnému bodu vody eventuálně dalších látek, obsahu kyslíku, přítomnosti tuhých znečišťujících látek a jejich charakteru.

Důležitým faktorem je přetlak vzdušnin. V praxi je často přepravována pomocí ventilátoru vytvářejícího pouze malý přetlak a je proto nutné volit zařízení s malou tlakovou ztrátou nebo přetlak dodatečně zvyšovat, což zvyšuje náklady na čištění. V praktických aplikacích se vyskytují spíše velké objemové průtoky plynu a nízké koncentrace polutantů (Boswell, 2003). Velké objemové průtoky plynu zvyšují tlakovou ztrátu a riziko ztráty vlhkosti lože biofiltru a mohou také způsobit úlety mikroorganismů, především plísňových spor, ale i bakterií (Florence, 2003). Při omezování benzínových emisí při plnění

zásobních tanků nebo čerpání do nádrží jde naopak o malé objemové průtoky plynu a vysoké koncentrace polutantů (Stewart, 2000).

V posledních letech se pro čištění kontaminovaných vzdušnin vedle tradičních fyzikálně chemických metod stále více používají biologické metody, především pak biofiltrace. Na rozdíl od fyzikálně-chemických metod, kde kontaminant pouze přechází z jedné fáze do druhé a musí být následně likvidován, je výhodou biologických metod fakt, že kontaminant je zároveň degradován. Biologické metody jsou výhodně použitelné ve značném rozsahu průtoků znečištěného plynu ($102 - 106 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) a koncentracích polutantu pod $10 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ plynu (Choi, 2004). Biologické metody však nejsou použitelné univerzálně, například pro vysoké koncentrace přítomných polutantů. Naopak v případě potřeby čištění velkých objemů odpadní vzdušnin s nízkou koncentrací kontaminantů mají biotechnologické metody při porovnání s fyzikálními metodami ve většině případů stejné nebo nižší investiční náklady a mnohem nižší provozní náklady (van den Ban, 2003).

Specifickým problémem při čištění odpadních plynů jsou pak pachové látky. Mimo jiné také proto, že problematika eliminace zápachu úzce souvisí s inovativními technologiemi využívání biologických odpadů, jako je například výroba bioplynu a s ní související nakládání s digestátem a odpadní vzdušninou vznikající při případném odvětrávání jejich zásobníků nebo celých bioplynových stanic. Ve velkém množství případů jsou biofiltry jediným ekonomicky schůdným způsobem odstraňování pachových emisí. Alternativní metody jako spalování (produkce dalších polutantů – NO_x nebo SO_2) nebo sorpce (pro tak široké spektrum látek lze jen těžko zvolit sorbent vhodný pro všechny) nejsou z uvedených důvodů vhodné a navíc jsou finančně podstatně náročnější.

Firma Biodegradace, s. r. o. se zabývá výzkumem technologií na čištění odpadních vzdušnin s obsahem organických látek metodou biofiltrace již řadu let. V současné době je její činnost v této oblasti zaměřena na zdokonalování technologie, hledání vhodných náplní biofiltrů pro vybrané kontaminanty a optimalizaci podmínek pro ukotvení a fungování biofilmu. Testy provozu biofiltrů jsou prováděny jednak v rámci interních vývojových činností firmy, dále pak dle konkrétních požadavků zákazníků před instalací investičně náročných provozních zařízení. Výsledky pilotních zkoušek jsou pak zdrojem dat pro optimalizaci provozních parametrů těchto zařízení.

Tento článek zachycuje jednak základní data získaná monitoringem provozního biofiltru instalovaného jako zařízení pro čištění odpadních vzdušnin z výrobní haly v oblasti automobilového průmyslu, dále pak výsledky poloprovozních testů biofiltru pracujícího na principu pohyblivého lože, které byly realizovány v rámci řešení výzkumného projektu č. FI-IM3/096 podporovaného Ministerstvem průmyslu a obchodu ČR.

Princip metody biofiltrace

Biofiltrace je čištění vzduchu založené na využití mikroorganismů k rozkladu nebo biotransformaci organických polutantů nebo pachových látek. Mikroorganismy běžně se vyskytující v půdě nebo v rozkládajícím se rostlinném materiálu (nižší houby, bakterie, kvasinky) využívají organické látky většinou jako zdroj energie pro svůj růst a rozmnožování (Matějů, 2006).

Biodegradace může probíhat za aerobních nebo anaerobních podmínek (podle typu přítomného kontaminantu). Vhodné kultury mikroorganismů pro inokulaci náplně biofiltru jsou vybírány dle typu sanovaného kontaminantu na základě předchozích modelových testů, popřípadě zkušeností z provozu podobných zařízení. Mikroorganismy v biofiltru musí mít zabezpečen přísun minerálních živin, vlhkosti a kyslíku. Pro dosažení maximální účinnosti procesu musí být zajištěno vhodné pH, teplota a propustnost náplně.

Při procesu biofiltrace je velice důležitý také čas zdržení kontaminantu v zařízení, který nesmí být příliš krátký, aby přefiltrovaná voda neobsahovala např. nezdegradovaný kontaminant nebo meziproducty metabolismu, a ani příliš dlouhý, aby nedocházelo ke kumulaci odpadních metabolitů, které by mohly inhibovat další metabolické procesy nebo zcela zničit přítomnou mikrobiální kulturu. Základním principem je pak kombinace efektu adsorpce kontaminantů na biofilmu nebo přímo na nosiči biofiltru a jejich degradace pomocí vhodných mikroorganismů (Žebrák, 2003).

Metody a použité přístroje

Ke stanovení koncentrace celkové sumy organických látek byly použity přístroje Ecoprobe 5 a Vamet 2000. Vzhledem k tomu, že v analyzovaných vzdušninách nebyly přítomny netěkavé organické látky (methan), bylo možno stanovenou sumu TOC zároveň považovat za sumu VOC.

Přístroj ECOPROBE 5 vyráběný firmou RS DYNAMICS je vybaven fotoionizačním detektorem, který zajišťuje měření obsahu pro více než 250 uhlovodíkových sloučenin s ostrým potlačením rušivého vlivu methanu. Dále je vybaven infra-red detekcí (měření obsahu total-petrolu, methanu a oxidu uhličitého), elektrochemickou celou (měření obsahu kyslíku) a tlakoměrem (měření atmosférického tlaku, podtlaků apod.). V případě analyzátoru VAMET 2000 je základním funkčním prvkem tohoto analyzátoru plamenoionizační detektor (FID). Průtok vzduchu byl stanovován přístrojem Testo 435 s integrovaným snímačem diferenčního tlaku. Zároveň umožňuje stanovit vlhkost a teplotu testovaného média. Koncentrace oxidu uhličitého byla stejně jako koncentrace TOC stanovována pomocí přístroje Ecoprobe 5.

Provozní biofiltr s organickou náplní

Provozní data klasického náplňového biofiltru byla získána prostřednictvím monitoringu průmyslově instalovaného a provozovaného biofiltru, který slouží k čištění odpadních vzdušnin odsávaných z výrobní haly firmy Henniges Automotive nacházející se v areálu průmyslové zóny v Ostravě Hrabové. V tomto provozu probíhá vulkanizace pryže a následné lakování výrobků. Dominantním kontaminantem čištěné odpadní vzdušiny je xylen, dále pak toluen, benzen, ethylacetát, polymer uretanu, propan-2-ol a dibutylcindiacetát. Jedná se o náplňový biofiltr s pevným ložem a objemem náplně 250 m³, maximální filtrační kapacita je 28 000 m³/hod. Biofiltr byl instalován v dubnu roku 2007 a je doposud v nepřetržitém provozu. Celkový pohled na biofiltr ukazuje **obrázek 1**.

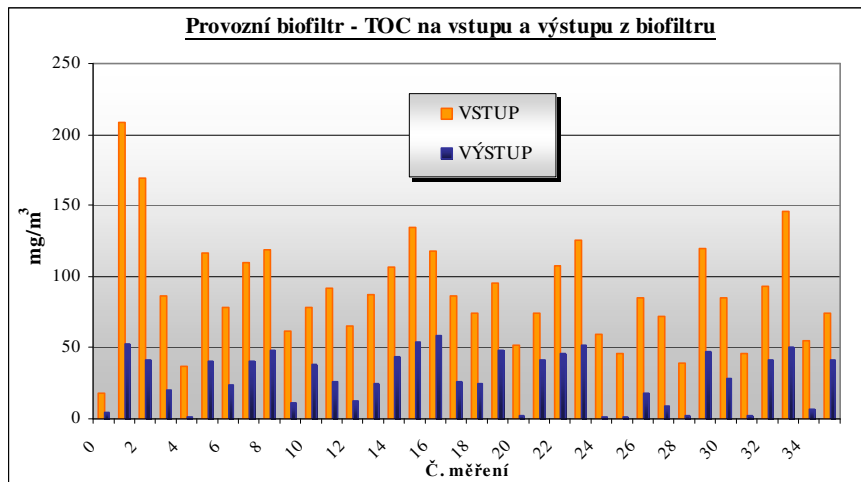
Parametry biofiltru:

Množství čištěného vzduchu (průtok)	: 28 000 m ³ /hod
Předúprava vstupního vzduchu	: průchod pračkou vzduchu
Objem použité náplně	: cca 250 m ³ (0,4 kg/ m ³ , mezerovitost 25 %)
Hmotnost náplně	: cca 100 t
Rozměry zařízení	: délka 16 m, šířka 12 m, výška 1,8 m
Hmotnost zařízení	: cca 105 t
Koncentrace TOC na vstupu	: max 110 mg/m ³
Koncentrace TOC na výstupu	: < 50 mg/m ³
Hmotnostní tok TOC	: 3 kg/hod
Průměrná teplota odpadního plynu	: 20,1 °C



Obrázek 1: Provozní biofiltr o kapacitě 28 000 m³/hod

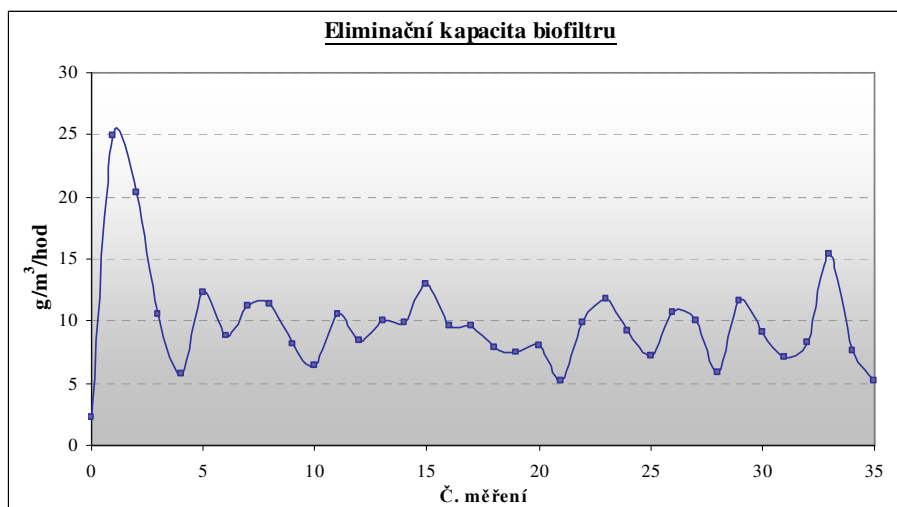
Pro konstrukci těla biofiltru je použit kompozitový materiál, tj. sklolaminát se samonosnou konstrukcí a se sendvičovým systémem profilu obvodových stěn a dna (celk. šířka 3 – 5 cm, uvnitř polyuretan); vnitřní přepážky, vestavby, rošty pro filtrační lože apod. jsou provedeny v kombinaci sklolaminátu a tvrzeného plastu. Systém korpusu biofiltru sestává z celkem dvanácti navzájem propojených jednotek o rozměrech á 2x6 m, výška 1,8 m, z nichž každá má 1 filtrační lože náplně o mocnosti cca 1,3 m. Za účelem zajištění optimální vlhkosti náplně je v biofiltru instalováno automatické skrápěcí zařízení využívající systém jemného rozstříku pomocí trysek. Pro regulaci je použit průmyslový řídicí systém SIMATIC .



Obrázek 2: Provozní biofiltr – koncentrace TOC

Provoz biofiltru je monitorován měřením koncentrace organických látek (TOC) a oxidu uhličitého (CO₂). Vstupní koncentrace organických látek v čištěném odpadním vzduchu na vstupu a výstupu z biofiltru zachycuje graf na **obrázku 2**. Celkově lze tedy konstatovat že v dlouhodobém provozu do biofiltru vstupuje odpadní vzdušina o koncentraci TOC 90 mg/m³ a vystupuje z něj vzduch s průměrným obsahem TOC 29 mg/m³, účinnost je tedy 71 %.

Dlouhodobý průměr eliminační kapacity náplně biofiltru (**obrázek 3**) odpovídá hodnotě 10 g.m⁻³.hod⁻¹. Koncentrace oxidu uhličitého ve vzduchu vystupujícím z biofiltru je v průměru o 45 % vyšší než na vstupu do zařízení. Tento fakt potvrzuje intenzivní rozklad kontaminujících látek přítomnou mikroflorou až na konečné oxidační produkty, tedy CO₂ a vodu.



Obrázek 3: Provozní biofiltr – eliminační kapacita

Poloprovozní biofiltr na principu pohyblivého lože

V rámci výzkumného projektu byl v poloprovozním měřítku testován biofiltr na principu pohyblivého lože. Biofiltr na principu pohyblivého lože je biologický filtr, který může být použit k čištění vzdušnin a zároveň k úpravě odpadních vod (zpravidla vznikajících ve stejném průmyslovém provozu či zařízení), přičemž jeho jedinečným rysem je možnost čistit odpadní vodu a vzdušninu současně. Náplň biofiltru (nosič biofilmu) tvoří anorganický materiál.

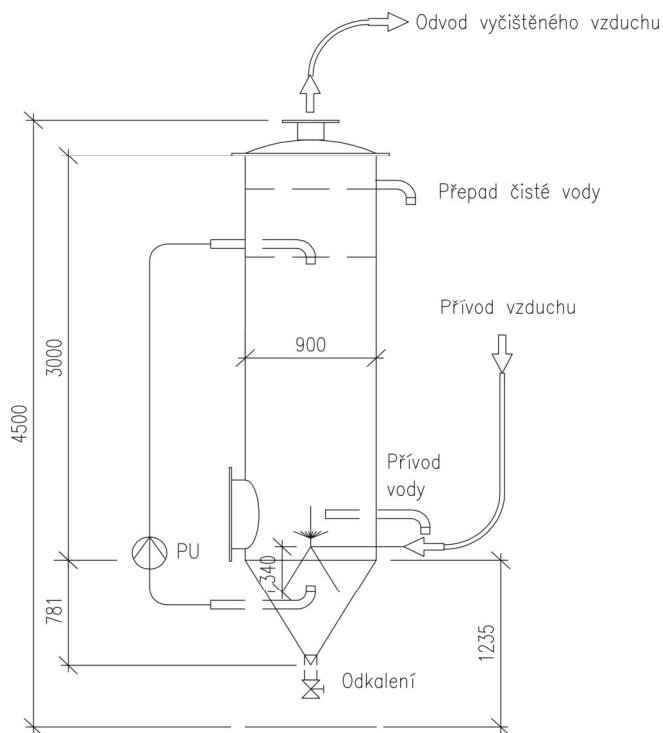
Technologie biofiltru na principu pohyblivého lože je v podstatě přechodem nebo kombinací submerzní kultivace založené na principu aktivovaného kalu a náplňových biofilmových reaktorů (biofiltrů). Lze tedy říci, že spojuje výhody obou technologií.

Základním principem této technologie je pohybující se inertní náplň sloužící jako nosič biofilmu, přes kterou současně prochází sanovaná voda i čištěná vzdušina, čímž dochází k intenzivnímu mísení obou sanovaných médií vzájemně mezi sebou i s částicemi nosiče a narostlým biofilmem. Tímto způsobem je zajištěn dokonalý kontakt mikroorganismů tvořících biofilm s kontaminující látkou a umožněn její rozklad.

Výhodou pohyblivého lože biofiltru oproti stacionárnímu je také to, že se jeho pohybem udržuje nižší vrstva biomasy, což eliminuje problémy s vysokou tloušťkou biofilmu způsobující špatný transport hmoty, anaerobní procesy, odumírání buněk v hlubších vrstvách biofilmu a vyšší tlakovou ztrátu náplně biofiltru. Tloušťka biofilmu u zařízení s pohyblivým ložem se zpravidla pohybuje okolo 1 mm, kdežto za stejných podmínek byla pro stacionární lože až 1 cm - zcela vyplněný vnitřek profilovaného plastového segmentu náplně (Andreottola et al., 2002).

Pro realizaci poloprovozních testů byl zkonstruován biofiltr válcovitého tvaru přecházejícího ve spodní části do tvaru kužele o průměru 900 mm a výšce 4,5 m. Biofiltr o celkovém objemu 2 m³ byl naplněn anorganickým nosičem biomasy (perlitem) v množství 1,5 m³. Čištěná média jsou přiváděna do spodní části biofiltru odkud souproutně procházejí přes filtrační náplň tvořenou nosičem biomasy s ukotveným biofilmem směrem nahoru a v horní části vystupují ze zařízení (viz technologické schéma na **obrázku 4**). Je možno volit i protiproudé uspořádání vstupu čištěné odpadní vody a vzduchu.

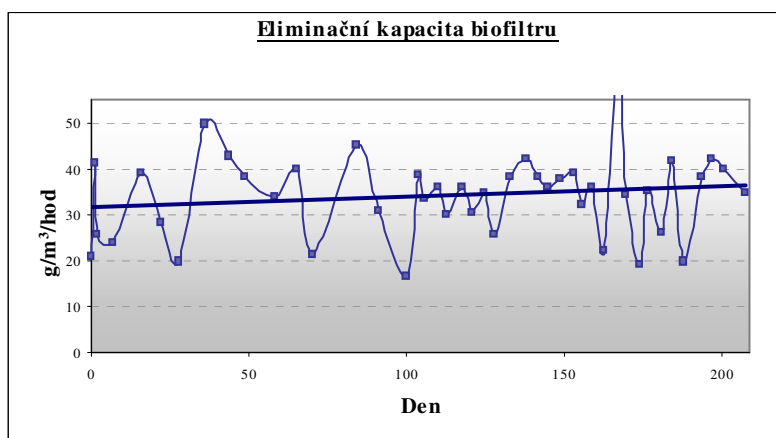
Pohyb náplňového lože je zajištěn oběhovým systémem sestávajícím z potrubního rozvodu a oběhového čerpadla vřetenového typu s převodovkou zajišťující potřebnou rychlost oběhu náplně. Spodní kuželovitá část biofiltru pod přívodem vody a vzduchu slouží jako separátor a dosazovací prostor přebytečné biomasy.



Obrázek 4: Schéma poloprovozního biofiltru

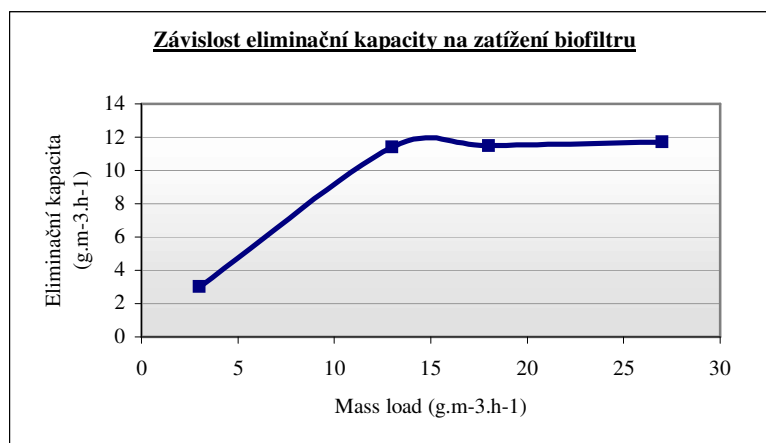
Biofiltr pracoval při průtoku vzdušiny 15 - 60 m³/hod a nátoku odpadní vody v objemu 750 litrů denně. Před zahájení poloprovozních zkoušek byla náplň biofiltru inokulována biopreparátem obsahujícím směs bakteriálních kmenů.

V první fázi poloprovozních testů byl biofiltr testován na čištění vzduchu se směsnou kontaminací organických látek vyskytujících se běžně v potravinářských provozech (ethanol, butanol, kyselina máselná, lihovarské výpalky). Účinnost odbourání těchto látek se pohybovala okolo 89 % (průměrná vstupní koncentrace TOC byla okolo 2000 mg/m³, na výstupu 249 mg/m³). Biofiltr tedy vykazoval eliminační kapacitu řádově v nižších desítkách g/m³/hod s průměrnou hodnotou 34 g/m³/hod (**obrázek 5**). Účinnost odbourání organických látek v odpadní vodě procházející náplní biofiltru, stanovovaná jako rozdíl biologické spotřeby kyslíku (BSK₅) ve vstupující odpadní vodě oproti vodě na výstupu z biofiltru, se pohybovala okolo 90 %. Ve vyčištěné vodě byly hodnoty BSK₅ mezi 10 – 30 mg/l s průměrem 18 mg/l.



Obrázek 5: Eliminační kapacita biofiltru pro směsnou kontaminaci

V další fázi experimentálního provozu, kdy byla směsná kontaminace nahrazena pouze jednou sloučeninou – acetonem, bylo postupně zvyšováno hmotnostní zatížení biofiltru (tzv. mass load - ML) od řádu jednotek po desítky g.m⁻³.h⁻¹. Při průtoku vzduchu 15 – 30 m³/h, kdy se hmotnostní tok TOC pohyboval v řádu jednotek (do 20 g.h⁻¹) byla účinnost okolo 90 %. Při navýšení hmotnostního toku na 30 – 40 g.h⁻¹ způsobeném vyšším průtokem vzduchu se účinnost pohybovala okolo 50 %. Závislost eliminační kapacity biofiltru na jeho organickém zatížení znázorňuje graf na **obrázku 5**. Zde je také vidět, že eliminační kapacita biofiltru pro aceton se pohybuje okolo 12 g.m⁻³.h⁻¹ a je pro daný kontaminant konstantní, tedy po dosažení určitého hmotnostního toku již dále nestoupá. Tato skutečnost pak způsobovala nižší procentuální účinnost odstranění TOC při vyšším látkovém zatěžování biofiltru v následující fázi testu.



Obrázek 6: Závislost eliminační kapacity na hmotnostním zatížení biofiltru pro aceton

Třetí fází poloprovozního testu byla biofiltrace směsi aromatických uhlovodíků. Tyto experimenty byly prováděny v areálu čistírny odpadních vod, kde byl čištěn odpadní vzduch vznikající při odvětrávání zastřešené části biologického stupně ČOV. Kontaminaci tvořily především aromatické uhlovodíky, z nichž nejvyšší podíl měl benzen (okolo 50 %), dále pak ethyl-terc-butyl-ether (ETBE), xylén, toluen a ethylbenzen. Maximální eliminační kapacitu pro testovanou směs aromatických uhlovodíků (stanovených jako TOC) dosahoval poloprovozní biofiltr při hmotnostním zatížení od $4,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$, kdy se eliminační kapacita dostala na hodnoty okolo $3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ a s dalším zvyšováním hmotnostního toku se již nezvyšovala. Při tomto zatížení biofiltr vykazoval také nejvyšší relativní účinnost odbourání TOC, která se blížila 60 %

Závěr

Zkušenosti z tříletého provozu průmyslově instalovaného velkoobjemového biofiltru i výsledky experimentálních prací získaných při řešení výzkumných projektů potvrzují, že biofiltrace je poměrně široce použitelnou metodou pro odstraňování kontaminujících látek z odpadních vzdušnin. Technické a zejména ekonomické parametry použití biofiltrů jsou zpravidla výhodnější než při využití alternativních metod typu katalyticko-oxidačního spalování nebo zachytu polutantů v sorpčních filtrech.

Jako jeden z nejdůležitějších faktorů při konstrukci a dodávce biofiltrů je správná volba velikosti biofiltračního zařízení a s ní související objem náplně sloužící jako nosič biofilmu. Výzkumná data získaná při poloprovozních testech biofiltru na principu pohyblivého lože ukazují, že výhody tohoto typu biofiltru oproti klasickým náplňovým biofiltrům se projevují zejména v případech, kdy kontaminantem v odpadní vzdušnině je polární sloučenina.

Poděkování

Testy biofiltru na principu pohyblivého lože byly finančně podporovány grantovým projektem Ministerstva průmyslu a obchodu, č. FI-IM3/096.

Literatura

1. ANDREOTTOLA, G., et al. Dairy wastewater treatment in a moving bed biofilm reactor, *Water Science & Technology* 45(12), p. 321 – 328 (2002).
2. BOSWELL, J., et al. An Engineered Bio-oxidation System for HVLC Control, Proc. 96th Annu. Meeting of Air & Waste Mgmt. Assn., San Diego, CA, June 22 – 26, 2003.
3. CHOI, D-S., et al. Behavior of Field-Scale Biotrickling Filter under Nonsteady State Conditions, *Journal of Environmental Engineering* 130, p. 322 – 328 (2004).
4. FLORENCE, E. R., Cooke, J. Microbiological Analysis of Exhaust Emissions Derived from Biofiltration Systems, Proc. 96th Annu. Meeting of Air & Waste Mgmt. Assn., San Diego, CA, June 22 – 26, 2003.
5. MATĚJÚ, V., et al., 2006. Kompendium sanačních technologií. Vodní zdroje Ekomonitor, spol. s r. o., Chrudim. ISBN: 80-86832-15-5.
6. STEWART, W. C., et al. High VOC Loadings in Biofilters – Petroleum and Industrial Applications, Proc. 93rd Annu. Meeting of Air & Waste Mgmt. Assn., Salt Lake City, UT, June 18 – 22, 2000.
7. VAN DEN BAN, E. C. D., et al. Odor Treatment at Sewer Lines in Sensitive Residential Areas, Proc. 96th Annu. Meeting of Air & Waste Mgmt. Assn., San Diego, CA, June 22 – 26, 2003.
8. VANĚK, Jan et al., 2001. Technologie pro čištění odpadních plynů s obsahem organických látek. Sanační technologie IV. Vodní zdroje Ekomonitor, s. r. o. ISBN 80-86832-02-3.
9. ŽEBRÁK R., VESELÁ, L. Biofiltry pro čištění vod kontaminovaných organickými látkami. Odpadové fórum, 9/2003, str. 31 – 33.

Tests of Biofilters for Cleaning Air Masses with Organic Contaminants

Radim ŽEBRÁK, Martin CHROMEČKA

Biodegradace, s. r. o., Sokolska Str. 23, 702 00 Ostrava, Czech Republic

E-mail: zebrak@biodegradace.cz, chromecka@biodegradace.cz

Summary

The biofiltration represents an efficient way of cleaning industrial waste waters and gases contaminated with organic pollutants. The biggest advantage of this biological method is its low operating cost and high sanitation efficiency, especially in case of lower concentrations of contaminating substances when physical or chemical decontamination procedures are very expensive. A significant positive factor is the full degradation of pollutants to basal products like carbon dioxide and water. The biofiltration differs from other cleaning biological methods by biomass separation from the sanitized waste. In the biofiltration system, the bacterial consortium is anchored to a suitable carrier while the purified liquid goes through the filter. This article describes the basic experience gained during the three-year operation of industrially installed biofilter for cleaning air masses exhausted from the production hall of the company Henniges Automotive dealing with production in the field of automotive industry, and summarizes the most important results of pilot tests achieved within the research project with regards to a biofilter working on the moving bed principle.

Keywords: biofilter on the moving bed principle, biofiltration, biodegradation, contamination, microorganisms.

Zrovnoměrnění koncentračních výchylek oxidu dusnatého tokem přes vrstvu aktivního uhlí

Ivana POTYKOVÁ^A, Lucie OBALOVÁ^B, Karel OBROUČKA^C

VŠB-TU Ostrava, Centrum environmentálních technologií, 17. listopadu 15/2172, 708 33 Ostrava – Poruba

e-mail: ^aivana.potykova@vsb.cz, ^blucie.obalova@vsb.cz, ^ckarel.obroucka@vsb.cz

Souhrn

V předložené práci jsou zkoumány adsorpčně/desorpční procesy oxidu dusnatého na aktivním uhlí. Účelem prováděných experimentů bylo najít podmínky, při kterých je vrstva aktivního uhlí schopna utlumit koncentrační fluktuace NO (1 mol. % nebo 0 mol. %) v plynu vstupujícím do vrstvy. Bylo zjištěno, že s rostoucí průměrnou koncentrací NO roste minimální doba zdržení nutná ke zrovnoměrnění vstupních koncentračních výchylek NO. Pro zrovnoměrnění průměrných koncentrací NO v rozmezí 357 – 1428 ppm byla zjištěna minimální doba zdržení v rozmezí 3 – 9 min. Výsledky naznačují, že vrstvu aktivního uhlí lze využít pro zrovnoměrnění časově proměnných koncentrací NO v inertním plynu. Pro ověření aplikovatelnosti metody pro zrovnoměrnění koncentračních výchylek NO v reálném odpadním plynu je nutno provést další experimenty.

Klíčová slova: oxid dusnatý, aktivní uhlí, adsorpce, emise NO_x, zrovnoměrnění

Úvod

Oxidy dusíku NO_x (NO a NO₂) jsou zdrojem závažných problémů v životním prostředí. Jedná se zejména o kyselý dešť, fotochemický smog a ochuzování ozónové vrstvy. Za hlavní zdroje emisí oxidů dusíku jsou všeobecně považovány spalovací procesy. Jedná se v největší míře o spalování uhlí, ropy a zemního plynu. Kromě stacionárních zdrojů hrají v celkovém měřítku emisí oxidů dusíku nemalou roli také motory automobilů a letadel, tyto emise jsou podstatně snižovány použitím třícestných katalyzátorů. Dalšími zdroji emisí NO_x jsou chemické výroby (např. výroba HNO₃) a výroby, ve kterých se používá koncentrovaná kyselina dusičná (např. nitrace organických látek).

V současné době je známa řada postupů ke snížení emisí NO_x z průmyslových zdrojů. Zatímco problematika snižování nepříliš se měnící koncentrace emisí NO_x v odpadních plynech z kontinuálních procesů je úspěšně vyřešena, komerčně aplikována a výzkum v této oblasti je orientován na zlepšení stávajících technologií, snížení emisí v odpadních plynech, kde koncentrace není stálá a kolísá i v rozsahu několika řádů, jak je tomu např. v šaržových (periodických) procesech, je velmi problematické.

Časově proměnné koncentrace NO_x s velkými výchylkami jsou např. v odpadních plynech z technologie výroby katalyzátorů, rozpouštění molybdenových jader při výrobě žárovek nebo leštění hliníku či bižuterie ponořením do lázně s HNO₃. Vysoký obsah oxidů dusíku je také v odpadním plynu, který vzniká při diskontinuálním odstraňování organických přísad v aparátech chemického průmyslu. Pokud by se podařilo zrovnoměrnit výchylky koncentrace NO_x v těchto odpadních plynech, bylo by možné pro snížení emisí využít běžné metody.

Problematika zrovnoměrnění kolísající koncentrace je předmětem patentu PV 2005-434 „Způsob zrovnoměrnění kolísající koncentrace složky nebo složek v proudícím plynu“ [1]. Zde bylo zjištěno, že vrstva vhodného sorbentu nasycená parami těkavých organických látek je za určitých podmínek schopná účinně tlumit periodicky se opakující změny koncentrací v plynu na vstupu do vrstvy. Podmínkou pro zrovnoměrnění koncentrace na výstupu z vrstvy sorbentu je dostatečně dlouhá doba zdržení proudícího plynu ve vrstvě sorbentu, kterou je nutné určit experimentálně na laboratorním modelu.

Cílem předloženého článku je ověření použitelnosti této metody pro zrovnoměrnění kolísající koncentrace NO. První otázkou je výběr vhodného adsorbentu, který by měl mít dostatečnou adsorpční kapacitu pro NO_x a adsorpce na něm by měla být vratná.

Pro adsorpci NO_x byly v poslední době zkoumány adsorbenty připravené z různých odpadních organických materiálů, např. ze slunečnicových slupek [2], kukuřičných klasů [3], březového dřeva [4], pilin [5] nebo kokosových skořápek [6 – 8]. Mezi další adsorbenty, které byly testovány pro adsorpci NO_x , patří oxidy kovů [10,11], směsné oxidy, zejména spinely a perovskity [12], uhlíkové materiály [13, 14], zeolity [15, 16] a organokovové sloučeniny [17]. Z těchto materiálů mají nejvyšší adsorpční kapacitu materiály modifikované Fe_2O_3 [18] a uhlíkové materiály, zejména vlákna a nanotrubičky, které vykazovaly i překvapivě vysokou selektivitu vzhledem k NO_x v přítomnosti dalších složek O_2 , SO_2 , H_2O a CO_2 .

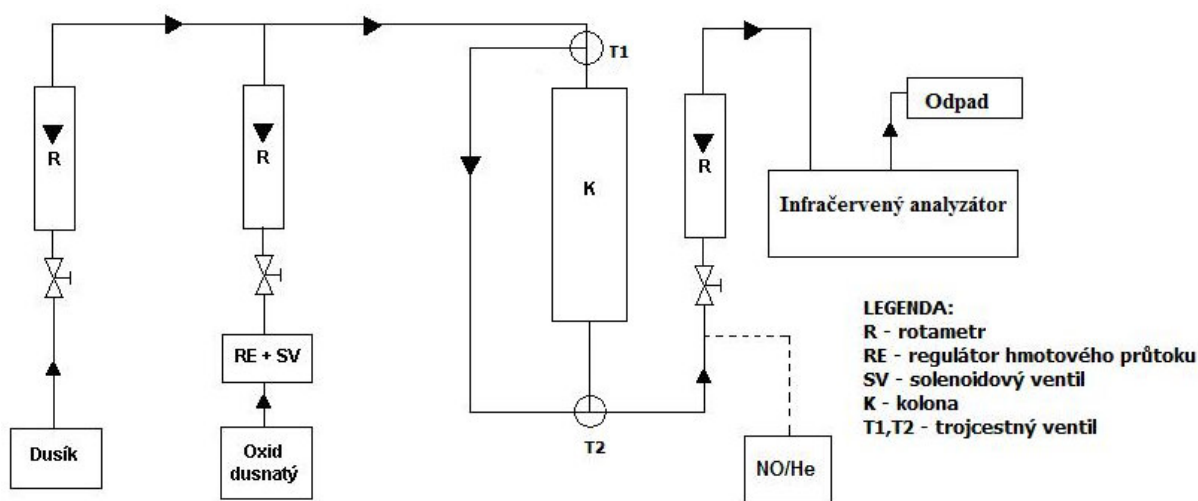
Mechanismus adsorpce NO_x je složitý, v závislosti na typu adsorbentu může docházet jak k fyzikální adsorpci NO i NO_2 , tak k chemisorpci obou oxidů dusíku vedoucí např. k redukci NO_2 , oxidaci NO a dalším reakcím [19].

Přes značné množství publikovaných prací týkajících se laboratorních výzkumů adsorbentů NO_x je vzhledem ke svým adsorpčním vlastnostem, dostupnosti a ceně stále nejvhodnější aktivní uhlí, které bylo jako adsorbent vybráno i pro tuto práci.

Předmětem příspěvku je experimentální stanovení minimální doby zdržení plynu ve vrstvě aktivního uhlí nutné pro zrovnoměrnění zvoleného režimu fluktuací vstupní koncentrace NO .

Experimentální část

Jako modelová látka byl zvolen oxid dusnatý a jako nosný plyn čistý dusík, aby se vyloučila oxidace NO vzdušným kyslíkem na NO_2 a bylo možno pozorovat pouze adsorpci NO . Experimentální laboratorní aparatura pro studium adsorpčně-desorpčních procesů NO sestává ze tří sekcí (**obrázek 1**): systém dávkování, míchání a simulace koncentračních výchylek NO v nosném plynu, adsorpční kolona s adsorbentem a analytická část.



Obrázek 1: Schéma modelového laboratorního zařízení

Průtok čistého NO byl řízen regulátorem hmotového průtoku (Aalborg) a kontrolován rotametrem. Průtok dusíku byl regulován jehlovým ventilem a rovněž kontrolován rotametrem. Pro simulaci koncentračních výchylek NO byl regulátor průtoku NO napojen na programovatelný časový spínač.

Adsorpční kolona byla tvořená trubkou DN50 o délce 1510 mm. Jako adsorbent bylo použito granulované aktivní uhlí MA C6 D40 CZ (RESORBENT, s. r. o.) vyrobené z černého uhlí vysokoteplotní parní aktivací. Vlastnosti jsou uvedeny v **tabulce 1**. Do kolony bylo nasypáno 1430 g tohoto uhlí, výška vrstvy byla 145 cm. Všechna měření byla prováděna na téže navážce aktivního uhlí.

Pro analýzu NO na výstupu z adsorpční kolony byl použit infračervený analyzátor NO Ultramat 6 (Siemens) s katalytickým konvertorem NO_2/NO . Koncentrace NO na vstupu do adsorpční kolony byla určena výpočtem z průtoků NO a N_2 .

Tabulka 1: Vlastnosti aktivního uhlí MA C6 D40 CZ (Resorbent, s.r.o.) [20]

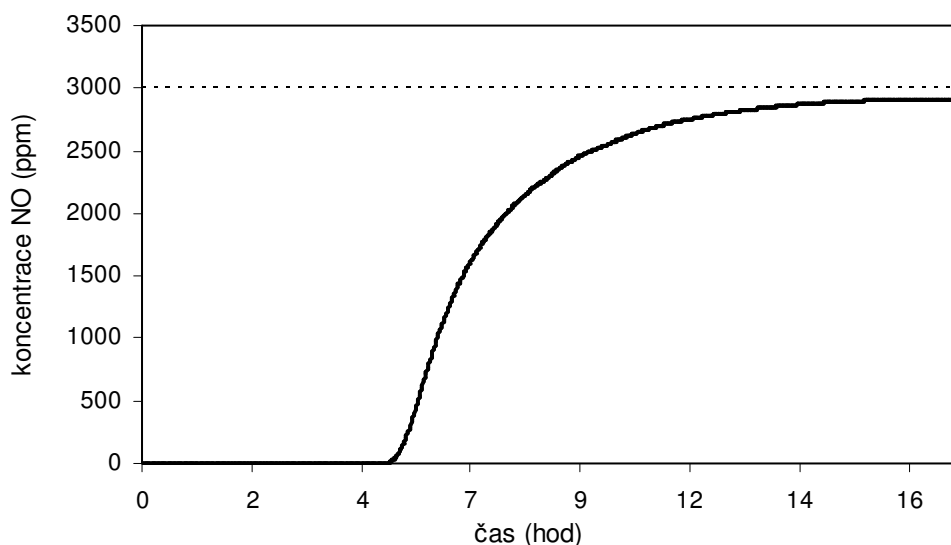
Průměr	4,00 mm
Jodové číslo	1000 mg/g min.
Sypná hmotnost, suché	450 – 550 kg/m ³
Měrný povrch	1124 m ² /g ¹⁾
Popel	12 % max.
Adsorpce CCl ₄	60 % min.
Vlhkost	3 % max.
Tvrdost	95 % min.

¹⁾ Měrný povrch byl určen z měření desorpční isotermy dusíku při teplotě –195 °C na přístroji ASAP (Micromeritics, USA). Pro vyhodnocení měrného povrchu byla použita tříparametrová metoda BET.

Měření adsorpčně-desorpčních procesů NO byla provedena pro koncentrační výchylky 1 mol. % NO (13,4 g/m³). Doba zdržení plynu v koloně byla 5 – 10 min při mimovrstvové rychlosti 0,26 – 1,02 cm/s, což odpovídá průtoku plynu 18 – 72 dm³/h. Objemové průtoky plynu jsou uváděny při podmínkách laboratoře.

Výsledky a diskuse

Bylo provedeno experimentální zjištění sorpční kapacity aktivního uhlí (a.u.) pro NO. V počátcích experimentu s čerstvě nasypáným a.u. byl pozorován vznik NO₂, ke kterému docházelo oxidací NO kyslíkem přítomným v pórech aktivního uhlí. Po spotřebě veškerého kyslíku vývoj NO₂ ustal. Nasycení vrstvy aktivního uhlí za daných podmínek trvalo 17 hod. 10 min. (**obrázek 2**). Sorpční kapacita zjištěná integrací z průrazové křivky byla 0,0005 g NO/g a.u.



Obrázek 2: Adsorpce NO na aktivním uhlí

Legenda: 3000 ppm NO, 500 ml/min N₂, 1,4 ml/min NO, laboratorní teplota (20 – 22 °C), 1430 g aktivního uhlí MA C6 D40 CZ

Dále byly provedeny experimenty, kdy v plynu na vstupu do adsorpční kolony byl po určitou dobu přítomen oxid dusnatý (1 mol. %) a po určitou dobu pouze čistý dusík. Tento režim koncentračních výchylek NO byl opakován v pravidelných cyklech trvajících 7 hod a simulujících periodický provoz. Účelem experimentů bylo najít podmínky, při kterých je vrstva aktivního uhlí schopna utlumit koncentrační fluktuace NO v dusíku vstupujícím do vrstvy a pokud možno dosáhnout toho, aby v rámci zvoleného cyklu byla koncentrace NO ve výstupním plynu rovnoměrná.

Pro každý experiment byla vypočítána průměrná koncentrace NO na vstupu do kolony za dobu cyklu podle vztahu (1):

$$C_{NO} = C^{\circ}_{NO} \cdot \frac{\tau}{\tau_{cyklus}} \quad (1)$$

kde C_{NO} je průměrná koncentrace NO na vstupu do kolony za dobu cyklu, C°_{NO} koncentrace NO na vstupu do kolony, τ_{cyklus} doba trvání jednoho cyklu, τ část cyklu, kdy kolonou proudí směs NO+ N₂.

Mimovrstvová rychlost plynu podle vztahu (2):

$$v = \frac{Q_v}{S} \quad (2)$$

kde v je mimovrstvová rychlost plynu v koloně, Q_v objemový průtok plynu kolonou a S volný průřez kolony. Doba zdržení plynu v koloně podle vztahu (3):

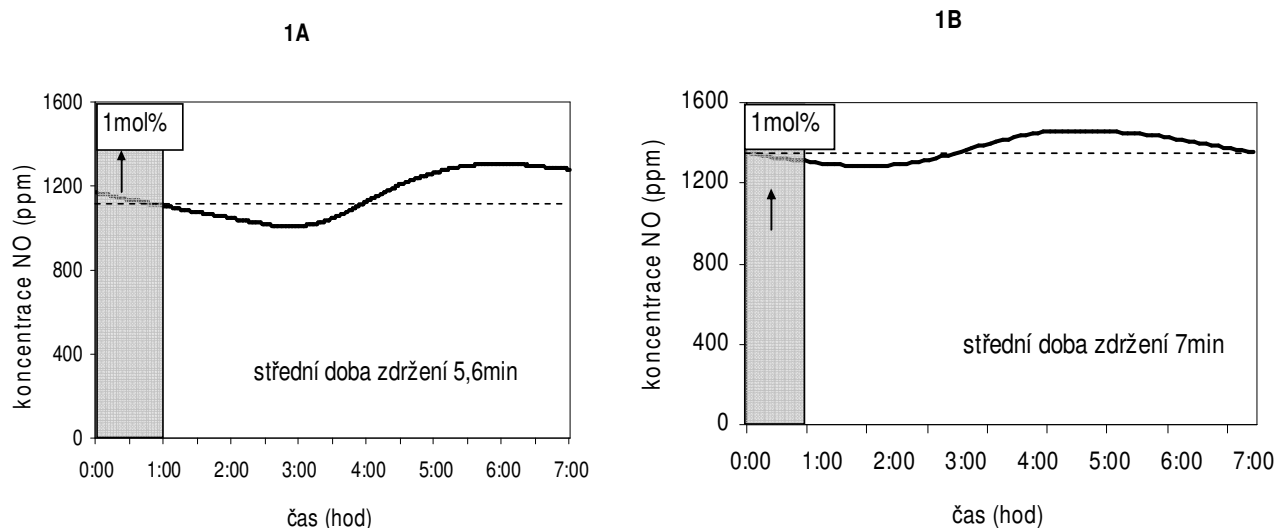
$$\tau_{zd} = \frac{V}{Q_v} = \frac{h}{v} \quad (3)$$

kde τ_{zd} je doba zdržení plynu v koloně, V objem vrstvy adsorbentu a h výška vrstvy a.u.

Předpokládalo se, že pro určitou hodnotu průměrné vstupní koncentrace C_{NO} je možno najít minimální hodnotu doby zdržení plynu, při které bude zrovnoměrnění dosaženo. Podmínkou pro to, aby doba zdržení při pokusu byla považována za větší nebo rovnou minimální době zdržení, bylo, že v průběhu výstupní koncentrace ve zvoleném cyklu měření se neobjevilo maximum odpovídající skokové změně vstupní koncentrace.

Pokusy byly prováděny tak, že se zjišťovalo, jaká je minimální doba zdržení plynu nutná k zrovnoměrnění při vstupu veškerého NO (1 mol. %) v průběhu 60 minut ze sedmihodinového cyklu (tj. při průměrné sedmihodinové koncentraci $C_{NO} = 1428$ ppm NO). Za zrovnoměrněnou byla považována koncentrace NO na výstupu z kolony, pokud nevykazovala lokální maximum s odchylkou větší než 10 % z průměrné naměřené koncentrace NO.

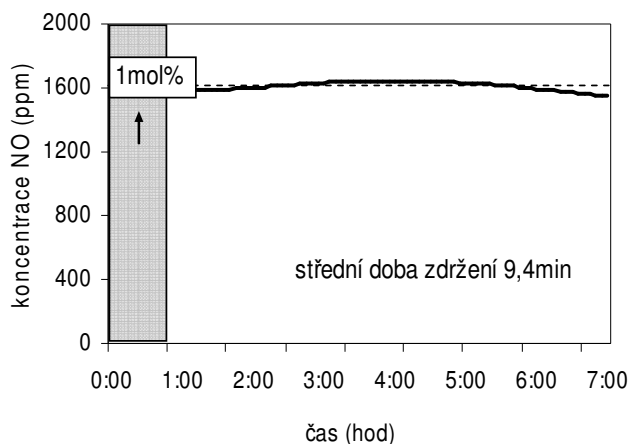
Výsledky jsou uvedeny v **obrázku 3** a **tabulce 2** (měření 1A – 1C). Je zřejmé, že ke zrovnoměrnění koncentrace NO došlo až při době zdržení 9,4 min. U kratší doby zdržení 5,6 a 7 min (**obrázek 3a 3b**) se na výstupních koncentracích NO projevuje zřetelné lokální maximum odpovídající časovému bloku přítomnosti NO v plynu na vstupu do kolony. Relativní výška lokálního maxima klesá se zvyšováním doby zdržení. Na úrovni (nebo nad úrovní) doby zdržení 9,4 min lokální maximum prakticky vymizí (**obrázek 3c**). Doba zdržení plynu ve vrstvě aktivního uhlí 9,4 min lze tedy považovat za minimální dobu zdržení, při které dojde k utlumení koncentračních výchylek NO na vstupu při průměrné sedmihodinové koncentraci 1428 ppm NO.



Obrázek 3a, b: Časová závislost koncentrace NO na výstupu z adsorpční kolony

Legenda: Šedě je vyznačena doba přítomnosti NO na vstupu do adsorpční kolony, čárkovaně průměrná naměřená koncentrace NO na výstupu, plná čára odpovídá naměřeným koncentracím NO na výstupu

1C



Obrázek 3c: Časová závislost koncentrace NO na výstupu z adsorpční kolony

Legenda: Šedě je vyznačena doba přítomnosti NO na vstupu do adsorpční kolony, čárkovaně průměrná naměřená koncentrace NO na výstupu, plná čára odpovídá naměřeným koncentracím NO na výstupu

Dalšími pokusy se testoval vliv délky časového bloku (30 min, 15 min), ve kterém je NO (1 mol. %) přítomen ve vstupujícím plynu v průběhu sedmihodinového cyklu. Výsledky pokusů s 30 minutovým časovým blokem odpovídající průměrné sedmihodinové koncentraci 714 ppm NO jsou uvedeny v **tabulce 2** (měření 2A – 2C). Výsledky s 15 minutovým časovým blokem odpovídající průměrné sedmihodinové koncentraci 357 ppm NO jsou uvedeny jako měření 3A – 3D. Vyplývá z nich, že pokud do kolony vstupuje 30 min, resp. 15 min plyn obsahující 1 mol. % NO, ke zrovnomenění je nutná minimální doba zdržení 5,6 min, resp. 3,1 min.

Tabulka 2: Souhrn výsledků zrovnomenění koncentračních výchylek NO

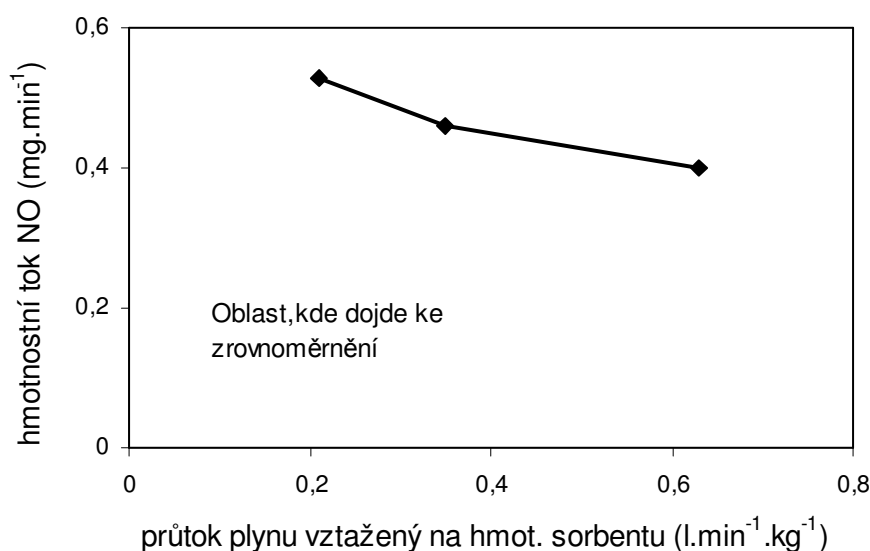
	Průměr.vypočtená koncentrace C_{NO} (ppm)	Průměr.naměřená koncentrace NO (ppm)	Doba zdržení τ_{zd} (min)	Průtok N_2 (ml/min)	Mimovrstvová rychlost v (cm/min)	Doba vstupu $NO^{1)}$ τ (min)	Výsledky
1A	1428	1155	5,6	500	25,7	60	ne
1B	1428	1375	7,0	400	20,6	60	ne
1C	1428	1608	9,4	300	15,4	60	ano
2A	714	612	3,1	900	46,3	30	ne
2B	714	633	5,6	500	25,7	30	ano
2C	714	712	7,0	400	20,6	30	ano
3A	357	240	2,3	1200	61,8	15	ne
3B	357	373	3,1	900	46,3	15	ano
3C	357	441	5,6	500	25,7	15	ano

¹⁾ po směsi $NO+N_2$ protékal kolonou po zbývající dobu do 7 hod pouze N_2

Měření je třeba považovat za semikvantitativní vzhledem k omezené přesnosti měření průtoků dusíku rotametrem a ke kolísání teploty v laboratoři, která měla vliv na adsorpčně-desorpční rovnováhu. Přes uvedené nepřesnosti lze pokládat bilanční porovnání NO na výstupu (z měření výstupních koncentrací) s vypočítanou průměrnou koncentrací C_{NO} na vstupu do kolony za uspokojivé.

Ze získaných výsledků byl vytvořen orientační graf (**obrázek 4**) závislosti průměrného hmotnostního toku NO, který lze při uvedených mezních průtocích plynu vztažených na jednotkovou hmotnost

aktivního uhlí zrovnoměrnit. Graf umožňuje odhad maximálních objemových průtoků plynu, při nichž dojde ke zrovnoměrnění průměrných hmotnostních toků NO 12 – 36 mg/h. Maximální objemový průtok plynu s rostoucím průměrným hmotnostním tokem NO klesá, pro návrh zařízení na zrovnoměrnění koncentrací má význam oblast pod proloženou čarou. Závislost platí pro použité experimentální podmínky a opakující se sedmihodinový cyklus přítomnosti NO ve vstupním plynu v jednom časovém bloku trvajícím 15 – 60 minut. Pro jiné podmínky (zejména teploty a hmotnostní toky NO) bude charakteristika vypadat jinak.



Obrázek 4: Závislost hmotnostního toku NO na objemovém průtoku plynu vztáženém na jednotkovou hmotnost použitého adsorbentu

Pravděpodobné vysvětlení dějů probíhajících ve vrstvě je následující: Ve vrstvě nasyceného sorbentu dochází střídavě k adsorpci a desorpci NO. V době, kdy je periodicky kolísající koncentrace NO na vstupu do vrstvy nízká, je v důsledku desorpce koncentrace na výstupu vyšší. Přitom se uvolňuje část sorpční kapacity vrstvy. Uvolněná sorpční kapacita se využije k adsorpci NO v době, kdy je koncentrace na vstupu vysoká. Aby došlo k prakticky úplnému zrovnoměrnění výstupní koncentrace, musí být sorpční kapacita uvolněná v době nízkých vstupních koncentrací dostatečně velká. V opačném případě se vysoká vstupní koncentrace projeví zvýšením výstupní koncentrace, byť s časovým zpožděním a s jinou absolutní hodnotou.

U fyzikální adsorpce a desorpce se uplatňuje stejná rovnováha, oba děje ale probíhají odlišnou rychlostí. Adsorpce je rychlá, desorpce pomalá. Pro pomalou desorpci je důležitá doba zdržení odplynu ve vrstvě sorbentu. Při delší době zdržení se do odplynu desorbují větší množství NO. Tím se zvyšuje koncentrace NO v odplynu na výstupu z vrstvy v době nízkých koncentrací. Aby došlo ke zrovnoměrnění cyklicky se měnících vstupních koncentrací, musí být doba zdržení ve vrstvě nasyceného sorbentu taková, aby výstupní koncentrace složky způsobena desorpcí, odpovídala průměrné koncentraci NO v odplynu vstupujícím do vrstvy.

Závěr

Práce představuje počátek výzkumu v oblasti řešené problematiky, proto byl zvolen pro experimenty zrovnoměrnění nejjednodušší systém NO + N₂. Získané výsledky potvrdily, že vrstvu aktivního uhlí lze využít pro zrovnoměrnění časově proměnných koncentrací NO v inertním plynu. Reálný odpadní plyn obsahuje kromě NO i další plynné složky (O₂, NO₂, CO₂ a H₂O), které mohou mít vliv na kinetiku sorpce a sorpční kapacitu. Proto pro ověření aplikovatelnosti metody pro zrovnoměrnění koncentračních výchylek NO v reálném odpadním plynu bude nutno provést ještě další experimenty.

Poděkování

Práce je řešena za finanční podpory MPO, programový projekt č. 2A-2TP1/061 „Zrovnomenění emisí prekurzoru ozónu (VOC a NO_x) z průmyslových zdrojů umožňující jejich efektivnější zneškodnění“.

Literatura

- [1] Červenka J., Obalová L.: Způsob zrovnomenění kolísající koncentrace složky nebo složek v proudícím plynu. PV 2005-434 (2005).
- [2] Haykiri-Acma H., Yaman S., Kucukbayrak S.: Gasification of biomass chars in steam-nitrogen mixture, *Energy Conversion and Management*, 47 (2006), p. 1004 – 1013.
- [3] Tsai W.T., Wang C.Y., Wang S.Y., Chang C.F., Choen S.F., Sun H.F.: Cleaner production of carbon adsorbents by utilizing agricultural waste corn cob, *Resources, Conservation and Recycling* 32 (2001), p. 43 – 53.
- [4] Cetin E., Moghtaderi B., Gupta R., Wall T.F.: Influence of pyrolysis conditions on the structure and gasification reactivity of biomass chars, *Fuel*, 83 (2004) 2139 – 2150.
- [5] Pietrzak R.: Sawdust pellets from coniferous species as adsorbents for NO₂ removal, *Bioresource Technology*, 101 (2010), p. 907 – 913.
- [6] Li W., Yang K., Peng J., Zhang L., Guo S., Xia H.: Effects of carbonization temperatures on characteristics of porosity in coconut shell chars and activated carbons derived from carbonized coconut shell chars, *Industrial Corps and Products*, 28 (2008), p. 190 – 198.
- [7] Afrane G., Achaw O.W.: Effect of the concentration of inherent mineral elements on the adsorption capacity of coconut shell-based activated carbons, *Bioresource Technology*, 99 (2008), p. 6678 – 6682.
- [8] Achaw O.W., Afrane G.: The evolution of the pore structure of coconut shells during the preparation of coconut shell-based activated carbons, *Microporous and Mesoporous Materials*, 1 (2008), p. 284 – 290.
- [9] Zhang W .J., Rabiei S., Bagreev A., Zhuang M.S., Rasouli E.: Study of NO adsorption on activated carbons, *Applied Catalysis B: Environmental*, 1 (2008), p. 63 – 71.
- [10] Garin F.: Mechanism of NO_x decomposition. *Applied Catalysis A: Chemical*, 222 (2001), p. 183 – 219.
- [11] Prades J.D., Cirera A., Morante J.R., Pruneda J.M., Ordejón P.: Ab initio study of NO_x compounds adsorption on SnO₂ surface, *Sensors and Actuators B: Chemical*, 126 (2007), p. 62–67.
- [12] Yan L., Ren T., Wang X., Ji D., Suo J.: Catalytic decomposition of N₂O over MxCo1-xCo₂O₄ (M=Ni, Mg) spinel oxides, *Applied Catalysis B Environmental*, 45 (2003), p. 85 – 90.
- [13] Okubo M., Tanioka G., Kuroki T., Yamamoto T.: NO_x concentration using adsorption and nonthermal plasma desorption, *IEEE Transactions on Industry Applications*, 38 (2002), p. 1196 – 2002.
- [14] Zhang W .J., Rabiei S., Bagreev A., Zhuang M.S., Rasouli E.: Study of NO adsorption on activated carbons, *Applied Catalysis B: Environmental*, 1 (2008), p. 63 – 71.
- [15] Henao J. D., Cordoba L.F., de Correa C.M.: Theoretical and experimental study of NO/NO₂ adsorption over Co-exchanged type-A zeolite, *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 207 (2004), p. 195 – 204.
- [16] Rejmak P., Broclawik E., Gora-Marek K., Radon M., Datka J.: Nitrogen Monoxide Interaction with Cu(I) Sites in Zeolites X and Y: Quantum Chemical Calculations and IR Studies, *Journal of Physical Chemistry C*, 20 (2008), p. 17998 – 18010.
- [17] McKinlay A.C., Xiao B., Wragg D.S., Wheatley P.S., Megson I.L., Morris R.E.: Exceptional behavior over the whole adsorption-storage-delivery cycle for NO in porous metal organic frameworks, *Journal of the American Chemical Society*, 6 (2008), p. 10440 – 10444.
- [18] Irokawa K., Tanaka R., Miki H.: Adsorption state of NO on Mo(100) surface studied by ESDIAD, *Surface Science*, 1 (2008), p. 3438 – 3444.
- [19] Xu X.L., Chen Z.H., Chen W.K., Li J.Q.: Theoretical study of NO dimer adsorption and dissociation on the CuCr₂O₄(100) surface, *Chinesse Journal of Structural Chemistry*, 27 (2008), p. 927 – 932.
- [20] Resorbent, s. r. o. *Aktivní uhlí MA C6 D40 CZ*. [citováno 2008-2-5]. Dostupné z <<http://www.resorbent.cz/katalogy/ativni%20uhli.pdf>>.

Leveling of NO concentration fluctuations by flow through the active carbon

Ivana POTYKOVÁ, Lucie OBALOVÁ, Karel OBROUČKA

Centre of environmental technologies at VSB-Technical University Ostrava

Summary

The presented work deals with adsorption-desorption processes of NO on activated carbon. The purpose of the experiments was to determine conditions under which the activated carbon layer is able to dampen concentration fluctuations of NO (1 mol% or 0 mol%) in the gas entering the layer. It was found out that with higher average NO concentration the minimum residence time needed to balance the inlet concentration fluctuations of NO increases. A minimum residence time of 3-9 min was found to balance average NO concentrations in the range of 357-1428 ppm. The results indicate that the activated carbon layer can be used to balance time-varied NO concentrations in an inert gas. Further experiments need to be carried out to verify the applicability of the method for balancing the NO concentration fluctuations in a real waste gas.

Key words: *nitric oxide, active coal, adsorption, emissions NO_x, balance concentration*

**České ekologické manažerské centrum
a redakce odborného měsíčníku ODPADOVÉ FÓRUM
zvou na**

**6. ročník česko-slovenského symposia
Výsledky výzkumu a vývoje
pro odpadové hospodářství**

ODPADOVÉ FÓRUM 2011

**13. – 15. dubna 2011,
Kouty nad Desnou,
hotel Dlouhé stráně, Jeseníky**

*Informace a program uplynulého letošního ročníku
na www.odpadoveforum.cz/symposium2010.*

Dotazy na symposium@cemc.cz.

