

MISKOLCI EGYETEM

Anyag- és Vegyészmérnöki Kar

Kerpely Antal Anyagtudományok és Technológiák Doktori Iskola

Energia-, Kerámia- és Polimertechnológiai Intézet



**Hulladékokból származó légszennyező anyagok vizsgálata
laboratóriumi és lakossági tüzelőberendezésekben**

Doktori (Ph.D.) értekezés

Készítette:

MENTES DÓRA

okleveles anyagmérnök

Tudományos témavezető:

Dr. Póliska Csaba

egyetemi docens

Doktori Iskola vezetője:

Prof. Dr. Mertinger Valéria

professzor

Miskolc

2023

„Nincsenek hibák, csak leckék. A fejlődés próbaszerencse folyamat, azaz kísérletezés. A "sikertelen" kísérletek éppúgy a folyamat részét képezik, mint az 'eredményesek'... A leckék tanulása nem ér véget. Nincs olyan része az életnek, amely ne tartalmazzna tanulságokat. Ha élsz, az azt jelenti, hogy még mindig vannak tanulnivalók.”

„There are no mistakes, only lessons. Growth is a process of trial, error, and experimentation. The "failed" experiments are as much a part of the process as the experiments that ultimately 'work'... Learning lessons does not end. There's no part of life that doesn't contain its lessons. If you're alive, that means there are still lessons to be learned.”

Cherie Carter-Scott

Tartalomjegyzék

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE	4
1 BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK	7
2 LÉGSZENNYEZŐ ANYAGOK KELETKEZÉSI MECHANIZMUSA	9
2.1 CO ÉS CO₂ KÉPZŐDÉSI MECHANIZMUSAI	9
2.2 NO_x KÉPZŐDÉSI MECHANIZMUSAI.....	11
2.3 POLICIKLUSOS AROMÁS VEGYÜLETEK KÉPZŐDÉSI MECHANIZMUSAI	12
2.4 SZILÁRD RÉSZECSKÉK KELETKEZÉSI MECHANIZMUSA	17
2.4.1 Korom keletkezési mechanizmusa	18
2.4.2 Kátránygömbök keletkezési mechanizmusa.....	18
2.4.3 Szervetlen részecskék (szállópor) keletkezési mechanizmusa	20
3 A LÉGSZENNYEZETTSÉG JELENSÉGE ÉS VESZÉLYEI	21
3.1 A LÉGSZENNYEZETTSÉG MÉRTÉKE EURÓPÁBAN ÉS MAGYARORSZÁGON.....	21
3.2 LAKOSSÁGI SZILÁRD TÜZELÉS, MINT LÉGSZENNYEZŐ FORRÁS.....	24
3.3 LAKOSSÁGI SZILÁRD TÜZELÉSBŐL SZÁRMAZÓ LÉGSZENNYEZŐKET ANYAGOKAT BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐK	26
4. VIZSGÁLT ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK.....	31
4.1 ALKALMAZOTT ANYAGOK	31
4.2 ALKALMAZOTT MÓDSZEREK	32
4.2.1 Alapanyag vizsgálatok	32
4.2.2 Laborméretű égetési kísérletek	33
4.2.3 Lakossági kazán méretű égetési kísérletek	34
4.2.4 Szilárd részecskék morfológiai vizsgálata	36
4.2.5 Policiklusos aromás vegyületek detektálása	36
4.3 EMISSZIÓS TÉNYEZŐK SZÁMÍTÁSA	37
4.3.1 Füstgáz emissziós tényezők - labor eredményekből	37
4.3.2 PAH-emissziós tényezők - labor eredményekből	38
4.3.3 Füstgáz emissziós tényezők - kazán mérésekből	38
4.3.4 PAH-emissziós tényezők - kazán mérésekből	39
4.3.5 PAH-emissziós tényezők - hamu mintákból	39
5 EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	40
5.1 ALAPANYAG VIZSGÁLATOK	40
5.1.1 Tüzeléstechnikai vizsgálatok	40
5.1.2 Termoanalitikai vizsgálatok	41
5.2 FÜSTGÁZ CO₂-, CO-, NO_x- ÉS O₂-EMISSZIÓS TÉNYEZŐINEK ALAKULÁSA	53

5.2.1 Füstgázkomponensek alakulása az égés során.....	53
5.2.2 A tüztér hőmérsékletének hatása a füstgáz emissziós tényezőire	55
5.2.3 Kazánban végzett égetési kísérletekből származó emissziós tényezők alakulása ...	58
5.3 POLIciklusos Aromás Szénhidrogének Emissziós Tényezőinek Vizsgálata .	60
5.3.1 Hőmérséklet változásának hatása a PAH-ok képződésére.....	60
5.3.2 Kazánban végzett égetési kísérletek során emittálódott és visszamaradt PAH vegyületek emissziója	65
5.4 HULLADÉK ANYAGOK ÉGETÉSÉBŐL SZÁRMAZÓ SZILÁRD RÉSZECSKÉK MORFOLÓGIÁJA.....	68
5.4.1 Laboratóriumi vizsgálatokból származó szilárd részecskék morfológiája	68
5.4.2 Kazánban végzett tüzelési vizsgálatokból származó szilárd részecskék morfológiája	72
6 ÖSSZEFOGLALÁS, A KUTATÁS TOVÁBBI IRÁNYA	79
7 SUMMARY, FUTURE RESEARCH DIRECTIONS.....	81
8 ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK.....	83
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	87
A TÉMÁHOZ KAPCSOLÓDÓ PUBLIKÁCIÓK.....	88
IRODALOMJEGYZÉK	90
MELLÉKLET	120

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

Jel	Megnevezés	Mértékegység
84C/PAP	Gyümölcsleves doboz	-
A	Átalakítási együttható	$\frac{mg}{m^3 \times ppm}$
Acp	Acenaftén	-
AcPy	Acenaftilén	-
Ant	Antracén	-
BaA	Benzo(a)Antracén	-
BaP	Benzo(a)Pirén	-
BbF	Benzo(b)Fluorantén	-
BC	Fekete Karbon (Black Carbon)	-
BghiP	Benzo(ghi)Perilén	-
BR	Polibutadién Kaucsuk (Polybutadiene Rubber)	-
Chr	Krizén	-
c_{hamu}	Egységnyi elégetett tüzelőanyagból visszamaradt hamu tömege	$\frac{g \text{ hamu}}{g \text{ elégetett tüzelőanyag}}$
CO'	Füstgázban lévő CO-tartalom	$\left(\frac{V}{V}\right) \%$
CO ₂ '	Füstgázban lévő CO ₂ -tartalom	$\left(\frac{V}{V}\right) \%$
C _{z,átlag}	Kibocsátási koncentráció átlaga	$\frac{mg}{m^3}$
DbA	Dibenzo(a,h)Antracén	-
DTA	Differenciál TermoAnalízis	°C
DTG	Differenciál TermoGravimetria	$\frac{mg}{min}$
EC	Elemi Karbon (Elemental Carbon)	-
E _{CO₂,CO}	Égés minőségét meghatározó tényező	-
EEA	Európai Környezetvédelmi Ügynökség (European Environmental Agency)	-
EU	Európai Unió	-
Flu	Fluorén	-
FluA	Fluorantén	-
HACA	H ₂ -Elvonás -C ₂ H ₂ Addíciós Mechanizmus	-
HDPE	Nagy-sűrűségű Polietilén (High-Density PolyEthylene)	-

Jel	Megnevezés	Mértékegység
HHV	Égéshő (Higher Heating Value)	$\frac{MJ}{kg}$
IARC	Nemzetközi Rákkutató Ügynökség (International Agency for Research on Cancer)	-
InP	Indeno(1,2,3,3-cd)Pirén	-
KSH	Központi Statisztikai Hivatal	-
LOI	Korlátozó Oxigénindex (Limiting Oxygen Index)	$\left(\frac{V}{V}\right) \%$
[M]	Harmadik reagens	
M	Moláris tömeg	$\frac{g}{mol}$
m	Tömeg	<i>g</i>
MAC	Metil Addíciós/Ciklizációs Mechanizmus	-
n	Levegőtényező	-
N ₂ '	Füstgázban lévő N ₂ -tartalom	$\left(\frac{V}{V}\right) \%$
Nap	Naftalin	-
NR	Természetes Kaucsuk (Natural Rubber)	-
O ₂ '	Füstgázban lévő O ₂ -tartalom	$\left(\frac{V}{V}\right) \%$
OC	Szerves Karbon (Organic Carbon)	-
OGC	Szerves Gáznemű Vegyületek (Organic Gaseous Compounds)	-
OM	Szerves Anyag (Organic Matter)	-
PAC	Fenil Addíciós/Ciklizációs Mechanizmus	-
PAH	Policiklusos Aromás Szénhidrogén (Polycyclic Aromatic Hydrocarbon)	-
PCB	Poliklórozott Bifenilek	-
PCDD	Poliklórozott Dibenzo-p-Dioxinok	-
PCDF	Poliklórozott Dibenzofuránok	-
PE	Polietilén	-
PES	Poliészter	-
PET	Polietilén-Tereftalát	-
PhA	Fenantrén	-
PM	Szilárd Részecskék (Particulate Matter)	-
PP	Polipropilén	-
PyR	Pirén	-

Jel	Megnevezés	Mértékegység
Q	Áramlási sebesség	$\frac{m^3}{s}$
R	Gyök (Radical)	
RCO	Acil-gyök (Acyl radical)	
RH	Kiindulási szénhidrogén (Hydrocarbon fuel)	
ROS	Reaktív Oxigénfajok (Reactive Oxygen Species)	-
SBR	Butadién-Sztirol Kaucsuk (Styrene-Butadiene Rubber)	-
SIM	Szelektív Ionkövetéses Mérés	-
U.S.-EPA	Amerikai Környezetvédelmi Ügynökség (U.S. - Environmental Protection Agency)	-
t	Mintavételi idő	s
TEF	Toxicitási Egyenérték-tényező (Toxic Equivalency Factor)	-
TIC	Teljes Ion Kromatogram (Total Ion Chromatogram)	-
TG	TermoGravimetria	mg
TOC	Összes Szerves Széntartalom (Total Organic Carbon)	-
V	Moláris térfogat	$\frac{dm^3}{mol}$
V _{Horiba}	Horiba által biztosított elszívási sebesség	$\frac{m^3}{s}$
V _{lev,elm}	Elméleti levegőszükséglet	$\frac{m^3 \text{ levegő elméleti}}{kg \text{ tüzelőanyag}}$
V _{lev,gyak}	Gyakorlati levegőszükséglet	$\frac{m^3 \text{ levegő gyakorlati}}{kg \text{ tüzelőanyag}}$
VOC	Illékony Szerves Vegyületek (Volatile Organic Compound)	-
V _{O₂}	Elméleti oxigénszükséglet	$\frac{m^3 O_2}{kg \text{ tüzelőanyag}}$
w _z	Emissziós tényező	$\frac{mg \text{ szennyező}}{g \text{ elégetett tüzelőanyag}}$
WHO	Egészségügyi Világszervezet (World Health Organization)	-

1 BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

Napjaink egyik legfontosabb kérdésköre az éghajlatváltozás, azon belül is az előidéző tényezőinek feltárása és következményeinek megfékezése. Az éghajlatváltozás egyik kiváltó oka a légszennyezés, mely az egész világon globális problémát jelent. Nem csak a környezetre, hanem az emberi egészségre is kifejti, kifejtheti negatív hatásait. A leggyakoribb primer szennyező anyagok a 10 µm átmérő alatti szilárd részecskék, CO, NO_x, SO_x és a policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-ok), melyek főként az energia, az ipar és a közlekedés szektorából származnak. Ezek közül elsődleges veszélyforrást jelentő légszennyező anyagok a szilárd részecskék, melyek légköri koncentrációja különösen a fűtési szezonban meghaladja az egészségügyi határértékeket. A szilárd részecskék alapvetően nagy hőmérsékletű folyamatok, kiváltóképpen a tökéletlen égés eredményei.

Az utóbbi időben Európában – főleg a téli időszakban – a szilárd részecskék 70%-a lakossági szilárd tüzelésből jut a légkörbe. Tehát annak ellenére, hogy a biomasszát gyakran tiszta energiaforrásnak tekintik, mivel olcsó és karbonsemleges, a lakossági fűtési és energiatermelési célokra történő alkalmazása komoly szennyező forrásnak minősül. Habár a gáztüzelés kevesebb szennyezőanyag kibocsátással jár és kényelmes használatot biztosít a felhasználónak, az energiaválság okozta infláció és a tüzelőanyag áremelkedések miatt egyre több háztartás tér vissza szilárd tüzelőberendezések használatához.

Emellett - bár tiltott - a tüzelőanyag és a kommunális hulladékok lakossági kazánokban történő együtt-égetésének gyakorlatáról nem csak Magyarországon, de számos Európai országban beszámoltak, mint például Csehországban, Lengyelországban, Litvániában, Finnországban, Észtországban és Romániában. Az lakossági hulladékok ellenőrizetlen égetése tovább növeli a légkörbe jutó légszennyező anyagok koncentrációját.

Tehát a levegőminőség javítása elsősorban a lakossági hulladékégetés mértékének csökkentésével (optimális esetben megszüntetésével), illetve a kazánok működésének optimalizálásával érhető el. A szilárd tüzelésű kazán-kibocsátások ismeretének fontosságát jól mutatja, hogy számos publikáció született a témában, azonban kazánban történő szilárd tüzelőanyag és hulladék együtt-égetéséről csak limitált mennyiségű kutatás érhető el.

Doktori kutatómunkámban a lakossági szilárd tüzelés eredményeként légkörbe jutó légszennyező anyagok vizsgálatával foglalkoztam. Az elvégzett kutatásom alapján célom bemutatni, hogy egy széles-körben alkalmazott TOTYA S18 típusú lakossági kazán használata

során, az alkalmazott tüzelőanyag – és hozzá adagolt hulladékok – minősége hogyan befolyásolja a füstgáz légnemű és szilárd halmazállapotú komponens-koncentrációinak alakulását.

Az égési folyamatok leegyszerűsítése, illetve a légszennyező anyagok keletkezési mechanizmusának mélyebb megértése érdekében laboratóriumi méretű elektromos kemencében is végeztem vizsgálatokat. Az elektromos kemence lehetővé tette a tűztér hőmérséklet állandó értéken tartását, ezáltal olyan mérési mátrix kialakítását, amely bemutatja a tűztér hőmérséklet és a szennyezőanyag-kibocsátás közötti egyértelmű kapcsolatot.

Mind a labor, mind a kazánmérések során célom volt, hogy összefüggést találjak a felhasznált tüzelőanyag és hulladékfrakciók típusa, az emittálódott füstgázkomponensek és policiklusos aromás vegyületek mennyiségei és típusai, valamint a szilárd részecskék és a maradék hamu összetételei, morfológiái között. A kutatás során kapott eredmények és tapasztalatok segítséget nyújthatnak a szennyező anyagok keletkezési mechanizmusában jelenlévő tudáshiány pótlására.

2 LÉGSZENNYEZŐ ANYAGOK KELETKEZÉSI MECHANIZMUSA

Az égés komplex jelenség, amely egyidejűleg kapcsolt hő- és tömegátadást eredményez, kémiai reakcióval és tömegárammal [1]. Minden égési folyamat emissziós forrásnak tekinthető, mely során nem csak szén-dioxid (CO₂) és vízgőz (H₂O) keletkezik, hanem még sok más tökéletes (kén-dioxid - SO₂) és tökéletlen égéssel járó komponens (CO) is. A képződési mechanizmusok és útvonalak ismerete lehetővé teszi az ún. primer módszerek alkalmazását a kibocsátások csökkentésére [2].

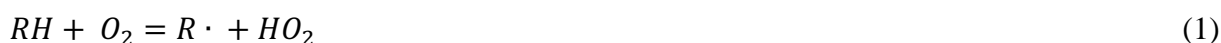
Tűzifa tökéletes égése során a keletkező égéstermékek a tüzelőanyag minőségétől függően a következők: szén-dioxid (CO₂), kén-dioxid (SO₂), vízgőz (H₂O) nitrogén (N₂), oxigén (O₂) és hamu. A gyakorlatban azonban az égés ritkán megy végbe tökéletesen, a felsorolt égéstermékek mellett gyakran megjelennek a nitrogén-oxidok (NO_x), a szén-monoxid (CO), a korom (elégtelen szénhidrogének) és más szerves részecskék is [3].

A füstgáz komponensei közül a CO₂, CO, NO_x és SO₂ tekinthető légszennyezőnek. A légkörben található üvegházhatást okozó gázok legnagyobb halmazát a CO₂ képezi [4]. A légtérbe került NO_x a kibocsátó forrástól nagy távolságra eljutva leülepedhet, így szerepet játszik a savas esők és a fotokémiai szmog kialakulásában, valamint hozzájárul a talajközeli ózon keletkezéséhez [5]. A kibocsátott SO₂ felelős a téli szmog képződéséért, a savas esők és a légköri korrózió kialakulásáért [6].

Ebben a fejezetben az égés során kibocsátott légszennyező anyagok keletkezési mechanizmusait vizsgálom.

2.1 CO ÉS CO₂ KÉPZŐDÉSI MECHANIZMUSAI

A tüzelőanyagokban hőmérséklet növekedés hatására először az alacsony aktiválási energiával rendelkező reakciók lejátszódása kezdődik meg, mely az illékony anyagok távozásával indul [7]. Az oxidáció akkor kezdődik, amikor egy-egy megfelelő energiájú oxigénmolekula megtör egy szén-hidrogén kötést a kiindulási szénhidrogénben (RH-ban), hogy gyökök (R·) keletkezzenek. A szakirodalomban ezt a folyamatot hidrogén-elvonásnak nevezik [8]:



A hidrogén-elvonást számos reakció követi, mely magába foglalja a következőket [8]:

- peroxi gyökképződés: szénhidrogén gyökök és oxigénmolekulák gyors reakciójából,

- aldehidek képződése peroxi gyökök magas hőmérsékleten történő disszociációjával,
- további reagensek képződése aldehid gyökök és oxigénmolekulák reakciójából.

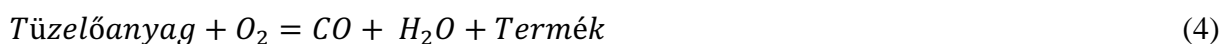
A CO keletkezése acil gyökök (RCO-gyökök) termikus bomlásával valósul meg, egy harmadik reagens (M) jelenlétében [8] :



A szerves tüzelőanyagok elégetésének utolsó lépése a CO CO₂-dá történő oxidációja. A legfontosabb CO-oxidációs lépés az OH-gyökkel való reakció:



Az egyes szénhidrogének részletes oxidációs mechanizmusai több száz reakciót is magukba foglalhatnak. Éppen ezért Guo és munkatársai [9] a gáznemű pirolizátumok – melyek tüzelőanyagból váltak le – és az oxigén közötti kémiai reakció ábrázolására kétlépcsős reakciómechanizmust javasolnak, amely magában foglalja a CO keletkezését és a CO oxidációját.



A (4) egyenletben a "Termék"-en egyéb képződött vegyületet értenek. Ezen felül mindkét reakció esetén feltételezték, hogy a tüzelőanyagtól és az oxigéntől is elsőrendűen függenek. Azonban az (5) egyenlethez tartozó reakció alapvetően igen lassú, ezért a (3) egyenlethez tartozó képződési útvonal leírása preferált [10].

A szénhidrogének égése során a CO-ra egy köztes terméként tekintenek [10], azonban a füstgázban tartósan is megjelenhet a következő paraméterek fennállásakor:

- alacsony az égési hőmérséklet,
- nincs kellő mennyiségű oxigén az égéshez,
- a tüzelőanyag és az oxigén rosszul keveredik.

A CO nagy mennyiségű jelenléte esetén a levegőtényező értéke 1-nél kisebb értéket vesz fel [11][12]. A CO keletkezésének két módját ismerik [3]:

1. Gyulladás szakaszban, amikor a szénhidrogének gyors reakcióba lépnek az oxigénnel. A szén-monoxidnak szén-dioxiddá történő átalakulásához megfelelő ideig kell tartózkodnia a

nagyhőmérsékletű zónában. Egy rosszul megtervezett vagy túlterhelt kazán/kályha esetén nagy mennyiségű felesleges levegő jelenlétében is jelentős lehet a CO-emisszió.

2. Az égés a tüzelőanyag felületén megy végbe. Az első égési reakciók után, ha nem pótoljuk az égéshez szükséges oxigén mennyiséget, a *Boudouard* reakció alapján a CO₂ redukálódni fog. Ekkor a hőmérséklet olyan szintre esik, ahol az égési reakció sebessége csökken, a CO-koncentráció szintje állandósul. Ez az állapot a megfelelő hőmérsékleti viszonyok megtartásával és a szükséges oxigén mennyiség biztosításával kerülhető el.

Azonban egy harmadik esetét is meg kell említeni, amikor a közel sztöchiometrikus keverék esetén is jelentős mennyiségű CO termelődik. Ekkor magas hőmérsékleten a CO₂-t disszociál, azaz vízgőzzel reagálva CO-dá redukálódik [13]. Míg a *Boudouard* reakció esetén a redukálószer a visszamaradt C, addig itt a vízgőz.

A CO hozamot megnövelő vegyületek a termikus bomlást megelőzően a biomasszában lévő illó anyagok távozása során is keletkezhetnek. Ekkor oxigénezett prekursorok is fejlődnek, amelyek megnövelik a CO hozamot [14]. Hao és munkatársai [15] szerint a cellulóz termikus bomlása során kisebb molekula egységekre esik szét, mint például etindiol (C₂H₂O₂), ketén (C₂H₂O), karbonsav (CH₂O₂) és formaldehid CH₂O, amelyek a CO képződés szempontjából fontos formiát (CHO₂) és formil (CHO) szabadgyökök fő forrásai.

Éppen ezért az égés minősége mellett, a CO-koncentráció az égés előrehaladásának mutatójaként is használható [16].

2.2 NO_x KÉPZŐDÉSI MECHANIZMUSAI

A NO nagyhőmérsékletű égési folyamatok terméke, mely 650 °C-nál alacsonyabb hőmérsékleten tovább oxidálódik NO₂-dá. Az NO képződése szempontjából három nitrogénforrást különböztethetünk meg, melyekhez különböző képződési mechanizmus társul (**1. táblázat**) [17]. A képződési mechanizmus alapján beszélhetünk tüzelőanyag, termikus (Zeldovich-féle) és gyors NO-ról [18].

1. táblázat: NO képződési mechanizmusai [11][19]

Nitrogén forrás	Reakcióközeg	Mechanizmus
N ₂ , levegő	füstgáz	Termikus NO
N ₂ , tüzelőanyag	lángfront	Gyors NO
NX tüzelőanyag	lángfront	Tüzelőanyag NO

Kazánban történő faégetés esetén (1300 °C alatti égési hőmérsékleten) csak a tüzelőanyag nitrogén tartalmából származó NO-képződéssel kell számolni [20][21]. A szén égetése hidrogén-cianid (HCN) képződését [22], míg a biomassza égetése HCN és ammónia (NH₃) képződését eredményezi. Azonban a fa esetében is túlnyomó részben HCN van jelen [23]. Ebből kifolyólag Mitchell és munkatársai [20] a N-tartalom és a kibocsátott NO_x között egyenes arányosságot tételeztek fel.

2.3 POLICIKLUSOS AROMÁS VEGYÜLETEK KÉPZŐDÉSI MECHANIZMUSAI

A policiklikus aromás szénhidrogének (PAH-ok) a két vagy több kondenzált aromás gyűrűt tartalmazó szerves vegyületek nagy csoportját alkotják, melyek egyaránt származhatnak természetes vagy antropogén forrásból [24]. Jelentős mennyiségük azonban C-tartalmú anyagok tökéletlen égetéséből ered, mint például gépjárművek kibocsátásából, szilárd tüzelésből vagy hulladékégetésből [25].

Több mint száz különböző PAH létezik. Ezek közül 1976-ban az Amerikai Környezetvédelmi Ügynökség (U.S. - Environmental Protection Agency, EPA) 16 vegyületet emelt ki, egészségügyi kockázataik alapján (**2. táblázat**) [26]. A PAH-okat tovább lehet csoportosítani toxicitásuk, gyakoriságuk és aszerint, hogy milyen halmazállapotban fordulnak elő.

Az 1984-ben az U.S.-EPA a PAH-ok keverékei által jelentett kockázatokat úgy értékelte, hogy feltételezte, hogy minden rákkeltő PAH ugyanolyan hatással van a környezetre, mint a benzo(a)pirén [27]. Bevezették a toxicitási egyenértékűtényezőt (TEF), és ennek alapján a vegyületeket két csoportra osztották, majd toxikus egyenértékűtényezőket rendeltek hozzájuk: rákkeltő (1) és nem rákkeltő (0). Mivel önmagában a benzo(a)pirén rákkeltő potenciálja az összes rákkeltő aktivitás 49,6 és 76,3%-a között van, ezért ezt a vegyületet használták referencia vegyületként [28][29].

Nisbet és LaGoy [27] a különböző policiklikus aromás vegyületek környezetre gyakorolt hatásaira összpontosító vizsgálatok alapján új osztályozást hozott létre, amely jobban tükrözi a vegyületek toxicitását. Bár az egyes policiklikus aromás vegyületek egészségre gyakorolt hatásai nem mindig hasonlóak, a kiválasztott 16 fő policiklusos aromás vegyület egészségügyi szempontból egy kockázati csoportba tartozik [30].

2. táblázat: Toxicitási egyenértékűező és a PAH-ok gyűrűszáma

PAH	TEF		Gyűrűk száma
	EPA (1984)	Nisbet és Lagoy (1992)	
Naftalin (Nap)	0	0.001	2
Acenaftilén (AcPy)	0	0.001	3
Acenaftén (Acp)	0	0.001	3
Fluorén (Flu)	0	0.001	3
Fenantrén (PhA)	0	0.001	3
Antracén (Ant)	0	0.01	3
Fluorantén (FluA)	0	0.001	4
Pirén (PyR)	0	0.001	4
Benzo(a)antracén (BaA)	1	0.1	4
Krizén (Chr)	1	0.01	4
Benzo(b)fluorantén (BbF)	1	0.1	5
Benzo(a)pirén (BaP)	1	1	5
Indeno(1,2,3-cd)pirén (InP)	1	0.1	6
Dibenzo(ah)antracén (DbA)	1	1	5
Benzo(ghi)perilén (BghiP)	0	0.01	6

A PAH-ok gáz és szilárd halmazállapotban is megtalálhatók a légkörben. A PAH-csoport legkisebb tagja a naftalin, egy kétgyűrűs vegyület, amely normál hőmérsékleten gáz halmazállapotban van jelen. A három- és ötgűrűs PAH-ok gázként vagy részecskéként fordulnak elő a levegőben. Az öt vagy több gyűrűvel rendelkező PAH-ok általában szilárd anyagok, amelyek a légkörben lévő egyéb részecskék felületéhez kapcsolódnak [31]. A gázfázisban lévő vegyületek nagyobb oldhatóságuk miatt a csapadékkal kiürülhetnek, míg a szilárd fázisú vegyületek gyakran a részecskékhez kapcsolódnak. A helyi emissziós forrásokon kívül a PAH-ok egyik helyről a másikra a szilárd részecskék segítségével szállítódnak [32]. Fontos megjegyezni, hogy Li és munkatársai [33] szerint a hőtermelésre szánt égetés esetén a teljes PAH-kibocsátásban a szilárd fázisú PAH-k domináltak.

A PAH-ok keletkezése a tüzelőanyag elégetése során a termokémiai képződés és az oxidációs bomlás együttes eredménye [34]. A tüzelőanyagból formálódott PAH két forrásból eredhet [35]:

- az eredetileg a tüzelőanyagban csapdába esett PAH-ok felszabadulásából;

- a PAH-prekurzorokból történő kémiai átalakulásból.

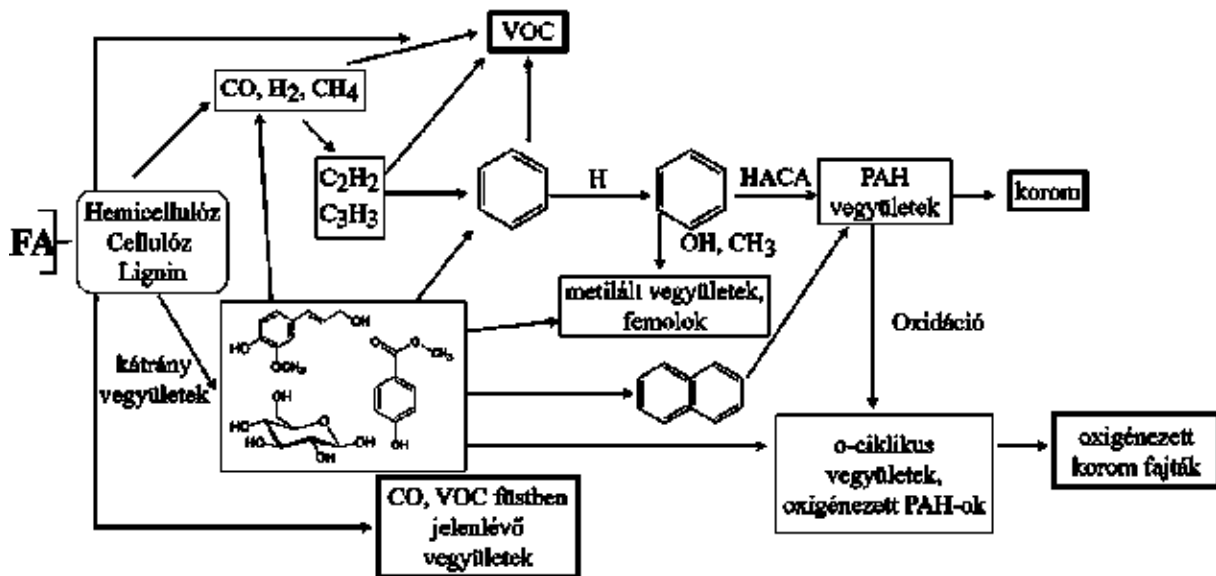
Az első PAH gyűrűk (benzol, fenil) a hőmérséklet növekedés hatására a tüzelőanyagból leváló apró instabil fragmentumokból alakulhatnak ki [34]. Szakirodalmi adatok alapján több különböző reaktáns és reakciómechanizmus révén jöhetnek létre, amelyeket a következő felsorolás mutat be [36][37]:

- a vinilgyök ($-C_2H_3$) és az 1,3-butadién ($1,3-C_4H_6$) közötti reakció, amelyet hidrogén-elimináció követ;
- kétatomos szén ($-C_2$) és 1,3-butadién ($1,3-C_4H_6$) közötti reakció;
- az 1,3-butadiéngyök ($1,3-C_4H_5$) reakciója acetilénnel (C_2H_2), majd hidrogén-elimináció létrejötté;
- a formil-kation (HCO^+) és az acetilén (C_2H_2) közötti ionizációs reakciók;
- etilén (C_2H_4) és ciklopentadién (C_5H_6) közötti reakció;
- propargilgyökök ($-C_3H_3$) rekombinációja;
- propargil ($-C_3H_3$) és 1,3-butadienil közötti reakció;
- reakció 1,3-butadién ($1,3-C_4H_6$) és etinil ($-C_2H$) között.

Az első gyűrű kialakulása után megindul a növekedés, amely alapvetően gázfázisban jelentős. Szakirodalomban több növekedési mechanizmust is megemlítenek, azonban a legnépszerűbb a H-elvonás- C_2H_2 -addíció (HACA) [38]. Ebben a mechanizmusban számos PAH-képződési reakció reverzibilis [39]. A PAH képződési mechanizmus esetén több addíciót is figyelembe kell venni, ugyanis Zhang és munkatársai [40] szerint számos nem acetilén szerves vegyület (pl. metil - CH_3 , propargil - C_3H_3 , propadién - C_3H_4 , ciklopropán - C_3H_6 , diacetilén - C_4H_2 , ciklobutadién - C_4H_4 , butadién - C_4H_6 és izoprén - C_5H_8) is hozzájárul a PAH-ok növekedéséhez.

A következő mechanizmusokat érdemes még megemlíteni [41]:

- C_3 gyök-rekombináció, amelyben a propargilgyökök egymással és allilgyökökkel reagálnak;
- a feniladdíciós/ciklizációs (PAC) mechanizmus, amelyben a ciklikus vegyületek, például fenil-, benzil- és ciklopentadienilgyökök közvetlenül kondenzálódnak;
- a metiladdíciós/ciklizációs (MAC) mechanizmus, amelyben egy vagy több metilgyök és a PAH-szülő vegyületek közötti kölcsönhatás ciklotetra/penta fúziós vagy benzoloid szerkezetet eredményez.



1. ábra: Biomassza égetése során PAH-k és a korom keletkezési útvonalai [42]

Williams és munkatársai [42] sematikus ábrán foglalták össze a PAH-ok keletkezési mechanizmusát, függetlenül a fent említett folyamatoktól (1. ábra). Fontos megemlíteni, hogy a PAH-okat alapvetően a korom prekursorainak is tekintik. A korom képződését 2.4.1 fejezetben tárgyalom.

A szilárd tüzelésből származó PAH-ok képződését alapvetően két fő tényező befolyásolhatja: a hőmérséklet és a tüzelőanyag összetétele [43] (pl. a benne lévő az illékony / nem illékony anyagok, a szervesetlen sók, a nedvesség jelenléte és az elégetésre szánt anyag sűrűsége [44]). A hőmérséklet a képződési mechanizmusokra hathat kedvezően és kedvezőtlenül is. A PAH-ok kémiai szintézise fokozódhat a hőmérséklet növekedésével [45][46], azonban a megnövekedett hőmérsékleten oxidálódhatnak vagy elemi karbonná is átalakulhatnak [47]. Például Han és munkatársai [43] is megfigyelték, hogy a kibocsátott PAH mennyiséget erőteljesen befolyásolja a hőmérséklet. Amíg a hőmérséklet emelkedésével a szén-égetésből származó PAH-emisszió csökkent, a fa égetésből származó PAH-kibocsátás fokozódott, mely a már említett különböző PAH keletkezési mechanizmusokkal magyarázható.

Keletkezésük szempontjából másik fontos tényező a tüzelőanyag összetétele és szerkezete. A PAH képződés kezdetén a PAH molekulák kialakulása elsődlegesen a tüzelőanyag molekulaszervezetétől függ. Például egy alacsonyabb hidrogén/karbon (H/C) arányú telítetlen tüzelőanyagból származó PAH-ok mennyisége nagyobb lesz, mint egy magasabb H/C arányú telített szénhidrogénből [48].

Zhou és munkatársai [49] megállapították, hogy polisztirol (PS), polietilén-tereftalát (PET) és a lingin esetében a PAH-ok közvetlenül az aromás szerkezetekből keletkezhetnek. Ezen felül

Ritcher és Howard [50] kimutatták, hogy a benzol lángja 100-szor több PAH-ot termel, mint az alifás tüzelőanyagok (etilén, metán) lángja, azonos karbon-oxigén arány (C/O) és hőmérséklet mellett.

Korábbi tanulmányok kimutatták, hogy az alkáli sók befolyásolhatják az égési folyamatokat és a koromképződést, azonban ezek a hatások rendszerenként eltérőek lehetnek. Ezen felül a kálium- és nátriumsóknak a koromképződés prekursorainak számító policiklusos aromás szénhidrogének (PAH) képződésére gyakorolt hatásáról kevés az alapvető tanulmány. Hays és munkatársai [51], Sharma és munkatársai [52], Zhang és munkatársai [44], Trubetskaya és munkatársai [53], valamint Abboud és munkatársai [54] is úgy vélik, hogy a K-só jelenléte katalizálja a biomassza pirolízisét, ezáltal jelentős mértékben járulhat hozzá a PAH képződéshez. A koromképződés csökkenéssel egyidőben a pirolitikus termékben megnő a PAH-ok aránya, melyet Thomas és munkatársai [55] a NaCl, KCl és CaCl₂ jelenlétével magyaráztak.

Ezzel ellentétben Mannazhi és munkatársai [56][57] úgy vélik, hogy a kálium és nátriumsók a kisebb molekula tömegű PAH-ok képződési mennyiségét (2-3 gyűrűs) nem, azonban a nagyobb PAH-ok koncentrációját fokozatosan csökkentette. Umeki és munkatársai [58] K₂CO₃ vizes oldatával csökkentették a biomassza elgázosítása során keletkező kátrány- és koromhozamot, azaz a kálium gátolta a policiklusos aromás szénhidrogének keletkezését.

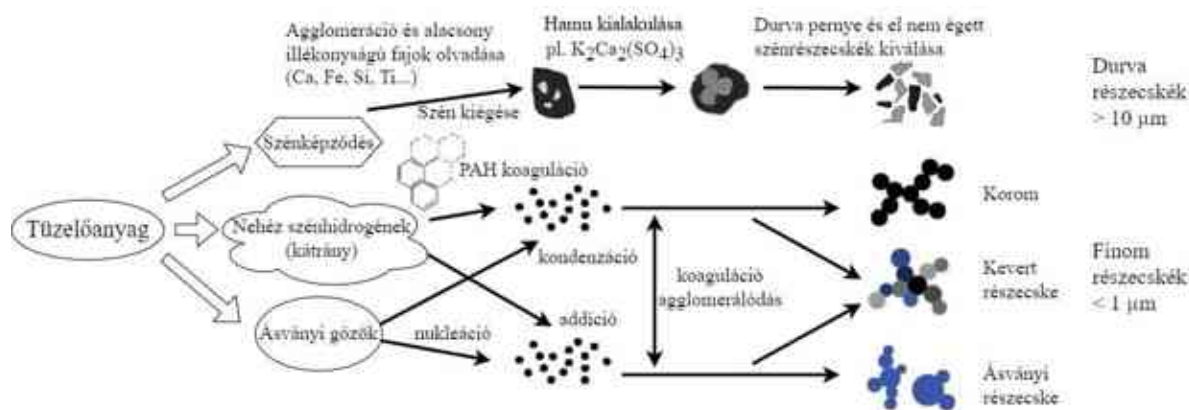
Xiao és munkatársai [59] arra jutottak a nátrium és a korom közötti kölcsönhatás vizsgálata során, hogy a Na képes csökkenteni a szénégetésből származó koromhozamot és a részecskeméretet. Iñiguez és munkatársai [60] a nátrium-klorid hatását vizsgálták a műanyagok (PE, PP, PET) égetése során keletkező szennyezőanyagokra. A könnyű szénhidrogének nagyobb hozamot mutattak, valamint jelentősen csökkent a szennyezőanyag kibocsátás NaCl használata esetén. Dong és társai [61] a nátrium hatását elemezték a szénből származó korom keletkezési mechanizmusára és fizikai-kémiai tulajdonságaira. Vizsgálataikból kiderül, hogy a pirolízisgázban lévő Na alacsony koncentrációja növelheti a koromaggregátumok átlagos méretét azáltal, hogy semlegesíti a pirolízisgázban lévő oxigén szabad gyökeket és a kloridionokat. Azonban nagyobb Na-koncentráció jelenléte a gázban gátolhatja az aggregáció kialakulását a részecskék töltéscseréje révén, ami az aggregátumok átlagos részecskeméret csökkenéséhez vezet. Egy másik vizsgálatban a Na hozzáadása alacsony hőmérsékleten elősegítette a koromképződést, míg magasabb hőmérsékleten (> 1100 °C) gátolta ugyanezt [62].

A természetes alapanyagokban jelenlévő alkáliföldfémek is megváltoztathatják a PAH-ok keletkezésének útvonalát. Yuan és munkatársai [63], Kwon és munkatársai [64] a biomasszában jelenlévő vagy hozzáadott CaCO_3 -nak tulajdonítják a pirolitikus termékekben bekövetkező policiklikus aromás szénhidrogének (PAH) mennyiségének csökkentését. Ezenfelül például a tojás héjban lévő alkáli- és alkáliföldfémek jelenléte pozitív hatással lehet az illékony és a pirolitikus szén eltüzelésére [63].

2.4 SZILÁRD RÉSZECSKÉK KELETKEZÉSI MECHANIZMUSA

A szakirodalomban számos tanulmány olvasható, amelyek az égetésből származó szilárd részecskék morfológiájára és méretére vonatkoznak, ugyanis a részecskék kibocsátás tulajdonságai jelentősen változhatnak az égési körülmények megváltozásával. Éppen ezért a szilárd részecskék különböző morfológiájára vonatkozóan nincs egyértelmű definíció. Borai és kutatótársai [65] a környezeti levegőből vett mintákon karbontartalmú agglomerátumokat detektáltak, melyek láncos szerkezetbe rendeződtek. A koromrészecskék jelenlétét a biomassza és a fosszilis tüzelőanyagok égetésével magyarázták. Mogo és kutatótársai [66] szerint a gömb alakú részecskék általában égési vagy magas hőmérsékletű folyamatokat jeleznek. Hasonló megállapításokat tettek Zhang és kutatótársai [67] szállópor részecskék jellemzésekor.

A levegőben szálló részecskék részecskeméret-eloszlása nagyon széles, a részecskék átmérője néhány nanométertől (újonnan képződött részecskék) több tíz mikrométerig (pl. kéregrészecskék) terjed [68]. Alapvetően a részecskéket méretük alapján három osztályba sorolhatjuk: szuper durva részecske, durva részecske, finom részecske. Fernandes és Costa [69] a fenyőpellet égetéséből származó szilárd részecskéket méretük és morfológiájuk alapján három csoportba sorolták: 100 nm alatti ultrafinom részecskék; szubmikro és mikrométerű részecskék és agglomerátumok, valamint elszigetelt gömb és szabálytalan alakú nagy részecskék. Masekameni és munkatársai [70] ugyancsak három csoportot hoztak létre, ahol a szilárd részecskéket morfológia és összetétel alapján különböztették meg: kátránygömbhöz hasonló jellemzőkkel rendelkező gömb alakú szerves részecskék, koromrészecskék és ásványi (szervetlen) részecskék (szállópor). Ezen részecskék nemcsak összetételükben és morfológiájukban különböznek, hanem eltérő keletkezési útvonallal is rendelkeznek (2. **ábra**)[71][72].



2. ábra: Részecskék keletkezési mechanizmusa [59][71][73]

2.4.1 Korom keletkezési mechanizmusa

A korom lényegében nem más, mint fekete karbon, ami csaknem tiszta elemi szénből áll, némi oxigénnel és hidrogénnel réteges, hatszögletű szerkezetet alkotva. Morfológiája rendezetlen grafitos kristályszerkezetnek felel meg. A fekete karbon a szerves anyagok égése során keletkező elszenesedett fázisból származhat (szén részecskék - charcoal particles) vagy redukáló lángok esetén a gázfázisból történő kondenzációval is létrejöhet (koromrészecskék - soot particles) [74].

A policiklusos aromás vegyületeket a korom prekursorainak tekintik. Amint a PAH-ok a különböző képződési mechanizmusok segítségével elérik a megfelelő méretüket, korommagokat alkotva nukleálódnak. Ez a 3D struktúra a PAH-csoportok és a stabil PAH-molekulák (2D-szerkezet) közötti kovalens kötéssel jön létre [75][76]. A magok kialakulása után a részecskék felületi-gáz reakciók és részecske-részecske koaguláció révén növekednek. A kis részecskék nagyjából gömb alakúak; de ahogy a részecskék nagyobbak lesznek, láncszerű struktúrákba kezdenek aggregálódni [77].

A gáz és szilárd tüzelőanyagok égése során a koromképződési folyamatok eltérhetnek. Az elsődleges különbség a szilárd tüzelőanyag égése során felszabaduló illékony vegyületekkel magyarázható. Az illékony vegyületek alifás részei és szeretlen elemei kapcsolódhatnak az aromás egységekhez, így megváltoztatva a molekula alapvető kémiáját [78].

2.4.2 Kátránygömbök keletkezési mechanizmusa

Ezen felül a szakirodalomban megjelent a kátránygömb kifejezés is. Adachi és munkatársai szerint [79] a kátránygömbök olyan szerves részecskék, amelyek viszonylag magas nitrogén/kálium ($N/K > \sim 1$) és oxigén/kálium ($O/K > \sim 10$) arányokkal rendelkeznek és

körülbelül 200 nm átmérőjű szabályos gömbökként jelennek meg. A szakirodalomban a légköri kátránygömbök C/O atomaránya széles skálán mozog. Több tanulmány magas C/O arányt (7-10) állapított meg [80][81][82][83], míg mások egyes kátránygömböknél lényegesen alacsonyabb, 1-2 közötti C/O arányt találtak [84][85].

A fa égetésből származó szilárd részecskék vizsgálata során számos tanulmány foglalkozott a kátránygömbök megjelenésével [85][86] és megállapították, hogy a füstgázban nagymértékben dominálnak [80][81] és az aeroszokok tömegének akár 30%-át is kitehetik. Mivel a szállópor és a kátránygömb is hasonló mérettel rendelkezik, ezért egyértelműen az összetételük alapján lehet megkülönböztetni őket. Míg a kátránygömb nagy C-tartalommal rendelkező szabályos gömb, addig a szállópor elsősorban szerves komponenseket tartalmaz. Mind a kátránygömb, mind az előző pontban tárgyalt koromszemcse nagy C-tartalommal rendelkezik, de a morfológiájuk alapján megkülönböztethetők. A kátránygömbök mérete a korom-monomerekhez képest nagyobb (20-50 nm), és a korom-monomerek jellemzően grafitosabb nanoszerkezetűek [86]. Ezen felül a gömb alakú szerves vegyületek (kátránygömbök) a parázsló égési körülmények miatt a gyújtási szakaszban dominálnak, míg a fraktálszerű koromrészecskék a lángolási szakaszban [70][87].

Makonese és munkatársai [88] megállapították, hogy a tűz közelében végzett mintavételezéskor (a gyújtáskor és a korai pirolízis idején) áthatolhatatlan réteg képződött a szűrő felületén. A tűztől távolabb vett mintákon azonban a gömb alakú szerves részecskék egyedi gömb alakú részecskékként és láncokat alkotó aggregátumokként is előfordultak. Li és munkatársai [89] a kukoricaszár pirolízise során keletkező aeroszokok és kibocsátások jellemzőit kutatták. A kibocsátott aeroszokok két különböző megjelenési formát mutatnak, amelyek a következők: száakra felfűzött gyöngyszerű cseppek; szálak és a gömbök keresztesződésénél folyadékrétegszerű lerakódás. Úgy találták, hogy a szűrőn lévő lerakódás nagy mennyiségű szerves és illékony szerves vegyületet (OC-t és VOC-ot) tartalmazott, amely meghaladja a teljes lerakódott tömeg 50%-át.

A termikus bomlásból származó kis molekulatömegű VOC-ok a hőmérséklet, a koncentráció és a telítési nyomás alapján instabilak [90], és a nem kondenzálódó gázok könnyen szállítják őket. Alacsony pirolízis hőmérsékleten a kis molekulák képződése nagy VOC-kibocsátáshoz vezet [91], amelyek kondenzációs magokká válnak [92].

Habár a kátránygömbök kialakulásának mechanizmusa nem teljesen tisztázott, számos elmélet létezik a szakirodalomban. Chakrabarty és munkatársai [93] úgy vélik, hogy az illékony szerves

vegyületek egymás közötti kondenzációval és a jelenlévő OH-gyökökkel történő polimerizációval növekednek. A kátránygömbök feltehetően hasonló, a vízgőzzel történő bimolekuláris homogén nukleáció mechanizmusával jönnek létre, és koaguláció és kondenzáció útján növekednek [80]. Adachi és Buseck [83] úgy véli, hogy a biomassza égetéséből származó cseppszerű szerves részecskék megszilárdulhatnak és kátránygömböket alkothatnak a füstgázban. A kupolaszerű szerves részecskék meglehetősen laposak, ami arra utal, hogy ezek a részecskék folyékony fázisúak vagy szilárd és folyékony fázisok keverékei a mintagyűjtés előtt. Tóth és munkatársai [94] a gyors hevítésnek kitett tüzelőanyagból felszabaduló kátránycseppek jelenlétére vezették vissza a gömbök képződését.

2.4.3 Szervetlen részecskék (szállópor) keletkezési mechanizmusa

A szállópor főként a tüzelőanyag szervetlen komponenseit tartalmazza, de a tüzelőanyag el nem égett, szenesedett részeit is magába foglalhatja [95][96]. Keletkezési útvonalukat tekintve két típusát különböztethetjük meg.

Az égés kezdetén a tüzelőanyagból a párolgás és kémiai reakciók sorozatán keresztül vízgőz, hidrogén-klorid, kén-dioxid és szénhidrogéngáz szabadul fel, valamint alkáli klór- és szulfátgőzök keletkeznek. A tüzelőanyag belsejében vagy a felszínéhez közeli redukáló légkörben a tűzálló szervetlen ásványi sók (Si, Al, Ca, Mg, Fe stb.) egy része a C vagy a CO hatására szuboxidokat vagy gáznemű fémeket képez [97]. A füstgáz lehűlése során az alkáli-szulfátok nukleációs folyamaton mennek keresztül. Az így kialakult részecskékre az alkáli-klorid, -foszfát és -hidroxid gőz lekondenzálódik, majd aggregálódik. A tűzálló elemek (Si, Al, Fe, Ca, Mg stb.) az illékony alkálifémekkel együtt szintén képezhetnek ultrafinom hamurészecskéket nukleációs (homogén/heterogén) és kondenzációs folyamatokon keresztül [98]. Ezenkívül a helyileg oxigénben gazdag környezetben a füstgázban lévő Ca, SiO, AlO stb. gáznemű összetevői oxidálódnak, majd szubmikron méretű stabil oxidokká alakulnak [97].

Az ultrafinom részecskéken főként Na, K, Cl, S, Si elemek találhatók meg, melyek mennyisége és minősége elsősorban a tüzelőanyag összetételétől függ [98]. A durva részecskék főként el nem égett szénből és magas olvadáspontú vegyületekből állnak, amelyek szervetlen elemek, például Ca, Si, Al, Fe, Mg stb. kombinációjából keletkeznek [99][100].

3 A LÉGSZENNYEZETTSÉG JELENSÉGE ÉS VESZÉLYEI

A légszennyezés úgy definiálható, mint a szilárd részecskék, üvegházhatást és savas esőt előidéző gázok, valamint az aeroszolok jelenléte az alsó légkörben [101]. Eredhet természetes – mint például erdőtüzek, vulkánkitörések, szél által szállított por –, illetve ember okozta forrásokból egyaránt [102]. Európában az elmúlt évtizedekben a kibocsátott üvegházhatást okozó gázok mennyisége jelentősen csökkent – mely elsősorban a pontforrásokra vonatkozó szigorú, Európai Unió (EU) által szabott határértékkel magyarázható – így a régió levegőjének minősége javult, de a légszennyező anyagok koncentrációja még mindig nagynak bizonyul [103]. Az Egészségügyi Világszervezet (World Health Organization - WHO) és az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (European Environmental Agency - EEA) szerint a légszennyező anyagok összes kibocsátásának ilyen irányú csökkenése nem jár együtt automatikusan a légszennyező anyagok koncentrációinak hasonló csökkenésével [104]. Európában bizonyos időszakokban (jellemzően télen) a légköri szálló por (Particulate Matter - PM) mennyisége meghaladja a levegőminőségi határértékeket, ami komoly környezeti és egészségügyi kockázatot jelent [105].

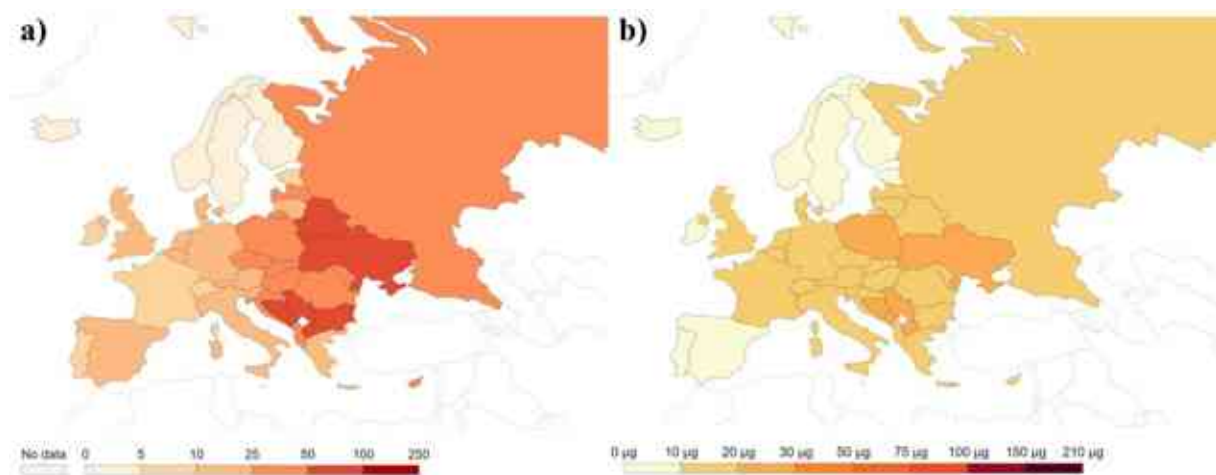
3.1 A LÉGSZENNYEZETTSÉG MÉRTÉKE EURÓPÁBAN ÉS MAGYARORSZÁGON

A WHO jelentése szerint a légkörben található légszennyező anyagok évente 7 millió ember idő előtti halálát okozzák [106]. A szilárd tüzelőanyagok égetéséből emittálódott égéstermékeknek (PM, CH₄, CO, PAH, VOC) való kitettség hozzájárul a krónikus betegségekhez és az akut egészségkárosodásokhoz [107], valamint közvetve halált okoz agyvérzés, szívbetegség, tüdőrák és krónikus légzőszervi betegségek formájában [106].

A légszennyezésből eredő egészségkárosodáshoz leginkább a levegőben található szilárd részecskék járulnak hozzá [108]. Minél kisebb a szilárd részecske átmérője, annál könnyebben jut be az emberi szervezetbe, ahol kifejtheti negatív hatásait [108][109]. Méret alapján két típusú szilárd részecskét említ a szakirodalom: PM_{2.5}, 2,5 µm átmérőnél kisebb, illetve PM₁₀, ami 10 µm átmérőnél kisebb szilárd részecskéket jelent. A negatív egészségügyi hatások a PM_{2.5} összetételétől és a népesség ellenállóképességétől függően változhatnak. A PM_{2.5} összetétele a kibocsátó forrástól függ, míg a népességi jellemzők régióként eltérőek lehetnek [110]. Általánosságban elmondható, hogy a levegőben lévő szilárd részecskéknek – különösen a PM_{2.5}-nek – való kitettség növeli a szív- és tüdőproblémák és a tüdőrák okozta halálozást, valamint a kettes típusú cukorbetegség kockázatát [109][111]. Ezen felül számos tanulmány

tesz említést a PM2.5 expozíció és a neurodegeneratív betegségek kialakulása közötti erős kapcsolatról [112][113][114]. A PM2.5-nek történő hosszútávú kitettség (PM2.5 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -es növekedése) esetén a teljes halálozási arány 4,3%-os növekedést [115], míg a tüdőrákos betegek halálozási aránya 6,5%-os növekedést mutatott [116]. A tiszta levegővel kapcsolatos intézkedések 4,29 hónappal hosszabbították meg a betegek túlélési idejét [116][117].

A **3. ábra** a légszennyezéshez köthető halálozási arányok, valamint a légkörben lévő PM2.5-koncentráció közötti összefüggést mutatja be. Az „Our World in Data” [118] adatai alapján Kelet-Európában a 100 000 főre jutó légköri szennyezés okozta halálozások aránya nagyobb, mint Nyugat-Európában. Azonban egész Európát figyelembe véve a PM2.5 éves koncentrációja a legtöbb esetben 10 és 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ közé esett.



3. ábra: A kültéri légszennyezéshez köthető halálozási arányok Európában 2019-ben (a), valamint a levegőben lévő PM2.5 koncentrációjának 2017. évi átlaga Európában (b) [118]

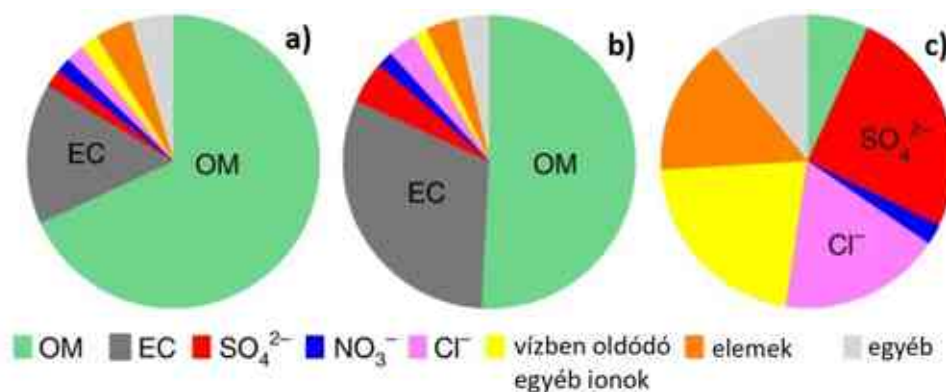
Az Európai Parlament és a Tanács 2008/50/EK irányelve alapján a légkörben lévő PM2.5 éves koncentrációja nem haladhatja meg a 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ határértéket [119]. Azonban a WHO 2021-ben új levegőminőségi iránymutatást tett közzé, ami sokkal alacsonyabb határértéket tartalmazott (5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [120].

Az EEA a levegőminőséget a következő kategóriák és határértékek alapján osztályozza [121]:

- jó, ha a szálló por szintje nem haladja meg az Egészségügyi Világszervezet 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -es éves irányértékét,
- megfelelő az 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ feletti, de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -t meg nem haladó szintek esetében,
- mérsékelt a 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ feletti, de 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -t meg nem haladó szintek esetében,
- gyenge a 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ feletti, de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -t meg nem haladó szintek esetén,

- nagyon rossz a $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -es EU-s határértéket elérő és azt meghaladó szintek esetében. Az elérhető éves adatok alapján Lengyelország, Észak-Olaszország, Horvátország és Bulgária rendelkezik a legszennyezettebb levegővel.

A szilárd részecskék forrástól függően szerves (VOC, PAH, BC) és szervesetlen komponenseket is tartalmaznak [122]. Yadav és munkatársai szerint [123] a biomassza égetés során a szerves karbon (Organic Carbon - OC) és a fekete karbon (Black Carbon - BC) az összes PM-kibocsátás 50-70%-át teszi ki. A BC és az OC aránya a biomassza elégetésekor 1:8 és 1:12 között változott az égetési szakasz típusai alapján. A szervesetlen elemek – mint a kálium, a klór és a kalcium – mennyisége az összesített PM-kibocsátás nagyjából 10%-a. A biomassza égetésből származó BC és OC tekintetében Jayarathne és munkatársai a teljes PM_{2.5}-kibocsátáshoz képest kisebb értékeket kaptak. Azonban a műanyag és fóliás csomagolóanyagok külön égetésével a szerves karbon és az elemi karbon (Elemental Carbon - EC) kibocsátása 60% fölé növekedett a teljes PM_{2.5}-kibocsátás tekintetében [124].



4. ábra: A háztartási széntüzelésből (a), a háztartási biomassza-tüzelésből (b) és a széntüzelésű erőművekből (c) származó PM_{2.5} kémiai összetétele [125]

OM: szerves anyag, másnéven szerves karbon (OC); EC: elemi karbon; Vízben oldódó egyéb ionok: Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, F⁻, Br⁻ és PO₄³⁻; Elemek: Al, Ca, K, Mg, Na, P, S, Si, Li, Be, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Rb, Sr, Mo, Pd, Ag, Cd, Sn, Sb, Cs, Ba, Pt, Au, Ti és Pb

Wu és munkatársai [125] szerint a lakossági tüzelésből származó PM_{2.5}-kibocsátásban a karbon tartalmú anyagok – különösen a PAH-ok – dominálnak, míg a széntüzelésű erőművek esetén főként a fémkibocsátással kell számolni. Éppen ezért a lakossági tüzelésből származó PM_{2.5}-hez kötött PAH-ok sokkal nagyobb mennyiségben tartalmaznak nagy toxicitással rendelkező vegyületeket (**4. ábra**).

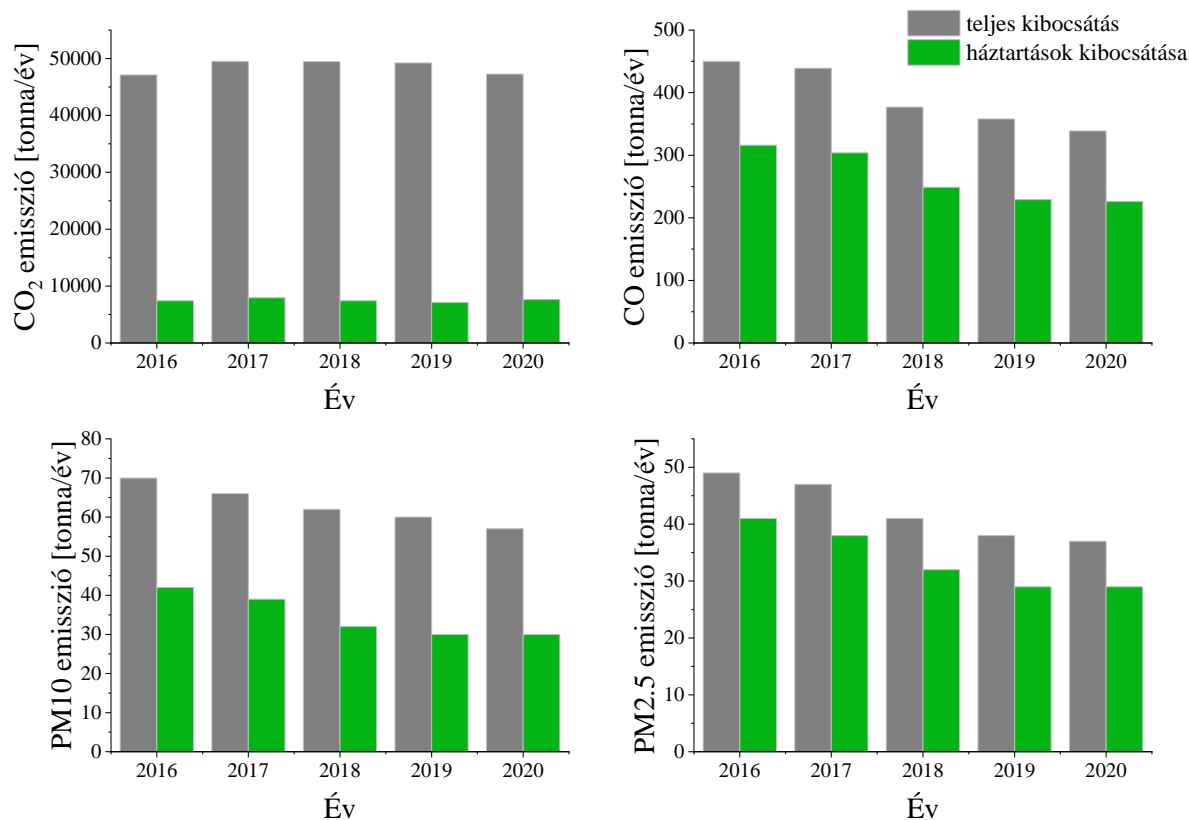
A PM-kibocsátás frakciói közül elsősorban a PAH-okat és a fémeket tekintik a negatív egészségügyi hatások fő okozóinak [126][127]. Számos tanulmány megállapította, hogy a

kibocsátott szilárd PAH-ok 95%-a 3 µm-nél kisebb átmérővel rendelkezik [128][129][130][131]. A PM-hez kötött PAH-ok egyik fő veszélye a rákkeltő és mutagén jellegükhöz kapcsolódik [132]. A Nemzetközi Rákkutató Ügynökség (International Agency for Research on Cancer - IARC) a rákkeltő hatás bizonyított mértéke alapján a következő kategóriákba sorolta a PAH-okat: emberre rákkeltő (1. csoport); valószínűleg rákkeltő az emberre (2A csoport); lehetséges, hogy rákkeltő az emberre nézve (2B csoport) [133]. A PM-hez kötött PAH-ok biológiai szempontból oxidatív stresszt okoznak a reaktív oxigén szabadgyökök (Reactive Oxygen Species - ROS) képződésén keresztül [134]. Sklorz és munkatársai [135] a PAH-okat fő redox-reaktív komponensekként azonosították, amelyek az emberi szervezet redox egyensúlyának eltolódását okozhatják, gyulladáshoz vezetve. Wang és munkatársai [136] arról számoltak be, hogy a hulladék szabadtéri égetése gyulladáshoz vezet, károsítva a szív- és érrendszert. A PM-hez kötött PAH-ok felelősek lehetnek még olyan nem rákos megbetegedésekért, mint például a tüdő szerkezeti károsodása és a tüdőfunkció csökkenése [137].

3.2 LAKOSSÁGI SZILÁRD TÜZELÉS, MINT LÉGSZENNYEZŐ FORRÁS

Annak ellenére, hogy a biomasszát gyakran tiszta energiaforrásként tüntetik fel, a városi levegőre vonatkozó adatok egyértelműen bizonyítják, hogy a lakossági fűtési és energiatermelési célú fa-égetés [138][139][140] a karbon-tartalmú légszennyező anyagok emissziójának egyik fő forrása az EU-ban, ami új kihívást jelent a levegőminőség, az emberi egészség, valamint a globális és regionális éghajlat szempontjából [141].

Több szerző is beszámolt arról, hogy a téli időszakban lakossági fűtésre használt fatüzelés jelentős részecskekibocsátó forrás [142][143][144]. Európában a téli időszakban a lakossági kazánokban történő biomasszaégetésből származó kibocsátások a teljes szerves szilárd részecske kibocsátás akár 70%-át is kitehetik [145]. Az EEA adatai alapján Lengyelországban és Csehországban a PM_{2.5}-kibocsátás több mint 68%-áért, míg Szlovákiában, Horvátországban, Romániában és Magyarországon több mint 80%-áért a háztartások a felelősek [146]. Éppen ezért a háztartásokat tekintik a kibocsátott PM-ek és PAH-ok elsődleges forrásának [147]. Ráadásul a PM_{2.5}-kibocsátással együtt növekszik a légkörbe jutó PAH-ok mennyisége is [148].



5. ábra: Szennyező anyagok teljes és háztartások általi kibocsátása Magyarországon [149]

Az **5. ábra** a Magyarországon kibocsátott szennyező anyagok mennyiségét mutatja be 2016 és 2020 között. A CO, a PM10 és a PM2.5 egyik fő forrása a háztartások által használt szilárd tüzelőberendezések. Ezeknek a szennyező anyagoknak a mennyisége 2019-ig csökkenő tendenciát mutatott, mely az emelkedő éves átlaghőmérséklettel függ össze [150].

A fűtési szezonban a lakossági szilárd tüzelésből származó légszennyezés elsősorban a helytelen fűtési szokásoknak és a szakemberek által energiaszegénységnek nevezett helyzetnek tudható be [151]. A legáltalánosabb értelmezés szerint egy háztartás akkor tekinthető energiaszegénynek, ha nem képes megfelelő hőmérsékletre fűteni lakását anyagi okok és/vagy infrastrukturális akadályok miatt, valamint bevételeinek egy meghatározott százalékánál többet költ energiaszámláira [152].

Emellett – bár tiltott – a tüzelőanyag és a kommunális hulladékok lakossági kazánokban történő együtt-égetésének gyakorlata (főként a tüzelőanyagban szegény háztartásokban) világszerte, és számos európai országban – pl. Csehországban, Lengyelországban, Litvániában, Finnországban, Észtországban, Magyarországon, Romániában – is folyamatos problémát jelent [151][153][154][155][156][157][158]. Lengyelországban a lakosság legalább 10%-a, míg Magyarországon a lakosság 2-10%-a árulta el, hogy különböző műanyagokat és hulladékokat

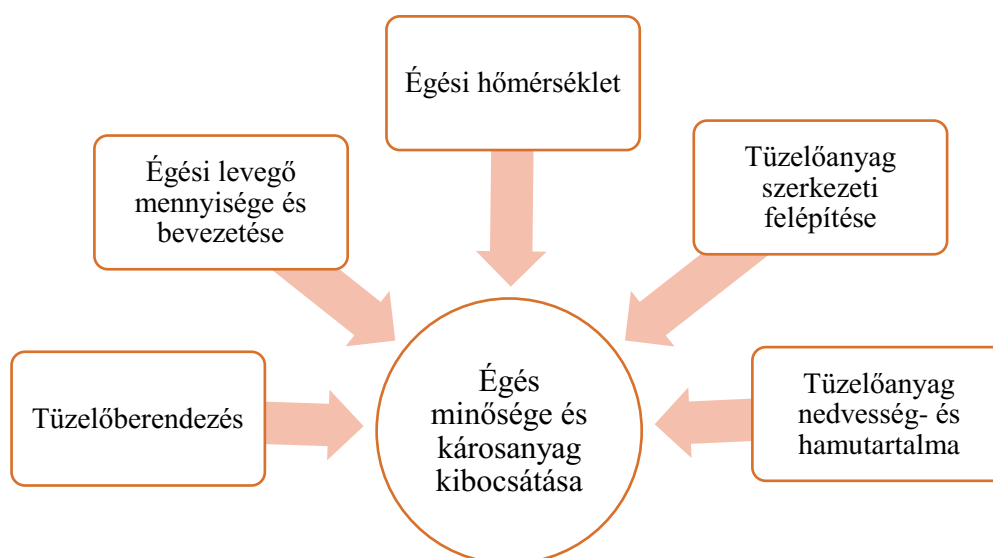
égetnek a kazánjaikban [154][159]. Csehországban a háztartások közel 20%-a (kb. 620 ezer db) szilárd tüzelőanyaggal fűt, melyek közül 534 ezer háztartás használ régi típusú, elavult, kézi működtetésű kazánokat. A külvárosokban és falvakban, ahol főként energiaszegény háztartások találhatóak, a téli szezonban a lakosságtól elszállított hulladék mennyisége 15-25%-kal csökken, illetve a hulladék összetételében jelentősen megnövekszik a hamu és a por. Ez szintén a hulladékégetés tényét támasztja alá [157].

Kanellopoulos és munkatársai [160] kimutatták, hogy a műanyag hulladék ellenőrizetlen égetése növeli a városi levegőminőség romlásának kockázatát. Továbbá a műanyag hulladékok hagyományos tüzelőanyagokkal történő együtt-égetése fontos forrása a mikro- és nanoműanyagok légkörbe jutásának [159][161][162], ahol ezek jelentős egészségügyi kockázattal bírnak [163][164][165].

3.3 LAKOSSÁGI SZILÁRD TÜZELÉSBŐL SZÁRMAZÓ LÉGSZENNYEZŐKET ANYAGOKAT BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐK

A szakirodalomban a lakossági kazánok általi kibocsátást számos kutató vizsgálta. A témában található tanulmányok elsősorban Európára koncentrálnak. Ennek ellenére az elérhető publikációk száma erősen korlátozott.

A szilárd tüzelésű kazán nem megfelelő működtetése és/vagy nem megfelelő tüzelőanyag használata tökéletlen égéshez vezet. Az égés minőségét és a káros anyagok képződését befolyásoló tényezőket a **6. ábra** szemlélteti.



6. ábra: Az égés minőségét és a káros anyagok képződését befolyásoló tényezők [166]

Nem automata adagolású tüzelőberendezések esetében alapvetően három típust különböztethetünk meg [18]:

- felső égésű szilárd tüzelésű kazánok: a tüzelőanyag fentről lefele ég (hagyományos égésirányú) és a füstgáz hőtartalma egy vizes hőcserélő segítségével kerül elvezetésre;
- alsó égésű szilárd tüzelésű kazánok: a tüztérbe rétegesen behelyezett fa a tüztér alsó részében ég és a rajta elhelyezett fahasábok elő tudnak száradni, ezáltal kedvezőbb égési körülményeket lehet biztosítani;
- faelgázosító kazánok: a gyakran nagyméretű és jó minőségű tűzifát oxigénszegény környezetben égetik, a tökéletlen égés következtében még éghető komponensekből álló füstgáz szabadul fel, ami a második kamrában ég el.

Az égés lehet tökéletes és tökéletlen. Tökéletes égés során a füstgáz már nem tartalmaz éghető anyagokat, mint például korom vagy CO. A tökéletlen égés akkor fordul elő, ha [167]:

- túl kevés oxigén van a rendszerben, nincs elegendő oxigén a reakciók lejátszódásához ($\lambda < 1$);
- túl sok oxigén van jelen, a tüzelőanyag és az oxigén keveredési viszonyai romlanak, a tüztér hőmérséklet csökken ($\lambda > 1$).

Tehát a tűzifa elégetéséhez gondosan megtervezett és kialakított tüztérre, megfelelő mennyiségű és jól időzített oxigén bevezetésre (levegőre) van szükség [151]. Továbbá biztosítani kell az égési levegő és a tüzelőanyag optimális keveredését. Az égés során keletkezett éghető gázoknak a tüztérben kell maradniuk ahhoz, hogy tovább oxidálódva hő bocsájtssanak ki [166]. A kialakult hőmérséklet-növekedéssel az elemi reakciók sebessége nő, a tüzelőanyag-levegő keverék és a másodlagos levegő keveredésének minősége javul, a tökéletlen égésből származó káros anyagok kibocsátása csökken. Az égéstermékek képződésének sebességét, ezáltal a tüzelőanyag-levegő reakció sebességét a tüztér hőmérséklete határozza meg [168].

Az égési folyamat minősége, valamint a gáz- és szilárd részecskék kibocsátott mennyisége szoros kapcsolatban áll egymással. A tökéletlen égés indikátorainak a CO-t, a szerves gáznemű vegyületeket (OGC-t), PM-eket és a PAH-okat tekintik [169], melyek mennyisége nő az égés minőségének romlásával [170]. Minél régebbi a kazán, annál instabilabb a benne lezajló égési folyamat [170]. Továbbá a nagyobb kibocsátás mellett a kézi adagolással működő kazán kibocsátása 30%-os bizonytalanságot eredményez [171]. Ezzel szemben a modernebb kazánok kisebb kibocsátással rendelkeznek az optimális tüztér kialakításuk miatt, így például a nagyobb

nedvességgel rendelkező tüzelőanyagok használata esetén is képesek fenntartani az alacsony kibocsátást [172].

A gáz és szilárd halmazállapotú szennyezőanyag kibocsátást a fa nedvességtartalma is befolyásolja [173], de egyes szakirodalmak megemlítik a tüzelőanyag fajtájának fontosságát is [166][174]. A kibocsátás mértéke csökkenthető a tüzelőanyagok méretének csökkentésével [172]. Ezenfelül a megfelelő tüzelőanyag használat mellett a megfelelő levegőellátást is biztosítani kell [169]. A nagy nedvességtartalmú tüzelőanyagok nehezen égnek, és tömegegységenként kevesebb hasznos hőt biztosítanak [175]. Ezenkívül a különböző molekuláris szerkezettel rendelkező anyagok eltérő reakciósebességgel rendelkeznek és különböző mértékben bocsájtanak ki légszennyezőket [176].

Másik fontos tulajdonság a tüzelőanyag mérete. A kazán tűzteréhez képest nagyobb méretű tűzifa rontja az égés minőségét, hiszen nem fekszik rá tökéletesen a tűzágyra. A túl sok égési levegővel körbevett tüzelőanyagot csak nyaldossák a lángok, ami a CO füstgáz komponens képződésének kedvez. Ezzel egyidőben romlik az égés hatékonysága is [175]. A megfelelő méretre felhasogatott tüzelőt legalább egy évig jól szellőző, esővédett helyen kellene tárolni ahhoz, hogy nedvességtartalma elérje az optimálisnak tekinthető 20-25 százalékot és 4 kWh/kg (14,4 MJ/kg) feletti fűtőértéket [151]. Általánosságban elmondható, hogy a tűzterbe betöltött nagyobb mennyiségű fa az égése során több szennyezőanyagot termel a rossz levegőellátás miatt [177][178][179], a kisebb mennyiségben beadagolt fa pedig kevesebb nem oxidált vegyületet és részecskét bocsájt ki [172].

A CO keletkezését elsősorban a tüzelőanyag típusa, ezen belül a fa szerkezete, elemi összetétele, nedvesség és hamutartalma [171], valamint a kazán működései feltételei együttesen befolyásolják [180]. Azonban Krpec és munkatársai [181] megállapították, hogy a CO-kibocsátási tényezője jobban függ a kazán típusától és üzemmódjától (csökkentett vagy névleges teljesítmény), mint a tüzelőanyag típusától. Tomsej és munkatársai [157] is ezen a véleményen vannak. A CO-koncentráció a túlzott levegő bevezetésnél megnövekszik, melyet PAH-koncentráció növekedés kísér [172]. A CO és a PAH közötti erős kapcsolatot Bignal és munkatársai [173] is megerősítették. Az égési hatékonyság csökkenésével tehát nem csak a CO-koncentráció, de a PAH mennyisége is megnövekszik a füstgázban [182].

Az NO_x-koncentrációt többek között a tüzelőanyag nitrogéntartalma befolyásolja [170][172]. Nagyobb nitrogéntartalommal rendelkező tüzelőanyag NO_x-kibocsátása is nagyobb [174]. A NO_x-keletkezését viszont nem befolyásolják a kazán működési beállításai [180]. A kézi és

automatizált tüzelőberendezéseknél a mért NO_x-koncentráció azonos nagyságrendű [171]. Az SO₂ keletkezése is a tüzelőanyag S-tartalmától függ [170].

Bäfver és munkatársai [183] szerint az emittálódott PM-koncentráció nem függ a tüzelőanyag típusától (pellet vagy fahasáb). Azonban Johansson és munkatársai [172], Chandrasekaran és munkatársai [184], valamint Dalkhsuren és munkatársai [185] beszámoltak arról, hogy a tüzelőanyag hamutartalmának növekedésével növekszik a PM mennyisége. Garcia-Maraver és munkatársai [174] pontosították Johansson és munkatársai állítását és a megnövekedett PM képződést a tüzelőanyag-hamu összetételén belül az illékony szervesetlen K és Na elemek mennyiségének tulajdonították.

A szilárd tüzelőanyagok szervesetlen vegyületei három csoportba sorolhatók [186]:

- vízben oldódó vegyületek (pl.: alkáli-kloridok, karbonátok és szulfátok, valamint az alkáliföldfém-kloridok),
- savban oldódó vegyületek (vízben nem oldódó, de savval kimosható ásványok, mint például alkáliföldfém-szulfátok, szulfidok és karbonátok, valamint a szerves mátrixhoz kötött vegyületek),
- hamuban visszamaradó vegyületek (oldhatatlan ásványok, mint például szilikátok és a szerves mátrixhoz kovalensen kötött elemek).

A vízoldható alkálifémek az égés során a füstgázban szilárd részecskéket képeznek, míg a vízben nemoldható alkálifémek a hamu lágyulási tulajdonságait befolyásolják [187]. A kazán működési feltételein belül a részecske-koncentrációt az üzemmód, az indítás, a teljes vagy részterhelés befolyásolja egy adott tüzelőanyag-típus esetében [171]. Maasikmets és munkatársai [188] megfigyelték, hogy az égés során és a tüzelőanyag hozzáadását követően a keletkező szilárd részecske mérete megnövekszik a rossz levegőellátás és a nem megfelelő levegő-tüzelőanyag keveredés következtében.

Tömeg és méreteloszlást figyelembe véve a szakirodalomban eltérő adatok állnak rendelkezésre [69][174][183], de abban egyetértés van, hogy a modernebb kialakítású kazánok és kályhák kisebb PM-kibocsátással rendelkeznek [183]. A kézi adagolású rendszerek teljes kibocsátott részecsketömegének mintegy 30%-át az elemi karbon, 30-40%-át pedig a szerves karbon teszi ki, ami körülbelül 60-70%-os széntartalmú frakciótartalmat eredményez. Horak és munkatársainak vizsgálataiból kiderül, hogy a PM_{2.5} főként PAH-okat tartalmaz [169]. Ezzel szemben az automatizált rendszerek esetén kibocsátott szilárd részecskék túlnyomórészt szervesetlen összetevőkből álltak [171]. Fernandes és Costa [69] a pellet tüzelésű kazánok esetén

három morfológiát különböztettek meg. Az ultrafinom részecskék főként O-ból, K-ból, Cl-ból, Na-ból és S-ből álltak, míg a mikrométer alatti méretű részecskék és agglomerátumok főként C-et, O-t, Ca-ot, Mg-ot, K-ot és P-t tartalmaztak. Az izolált gömb alakú és szabálytalan alakú nagy részecskék főként C-ből és O-ból álltak.

A szilárd tüzelőanyagok és hulladékok együtt-égetésével kapcsolatban elmondható, hogy a hozzáadott hulladékok alapvetően növelik a gáz és szilárd légszennyezők mennyiségét a füstgázban. Kakareka és munkatársai [189] PAH-koncentráció változását a tüzelőanyag típusától és a kazán kialakításától tették függővé. Kísérleteik során a legnagyobb mértékű PAH-kibocsátást a háztartási hulladékok és a fahulladék együtt-égetéséből mutatták ki [189]. Tomsej és munkatársai [157] a megnövekedett PAH-kibocsátást a polietilén-tereftalát (PET) és polietilén (PE) égetésének tulajdonították. Czaplicka és munkatársai [190] által végzett kutatásban a tüzelőanyaghoz adagolt PET elsősorban a 3-4 gyűrűvel rendelkező PAH mennyiséget, a farostlemez pedig az 5-6 gyűrűvel rendelkező PAH mennyiséget növelte. Ezzel szemben Horák és munkatársai úgy találták, hogy a fához hozzáadott hulladékok és a PAH-kibocsátás közötti kapcsolat nem ennyire egyértelmű. Ennek ellenére a füstgázban megnövekedett CO-, OGC-, és PM-koncentrációt a hulladékok égetésével magyarázták. Edo és munkatársai [182] a bontási és építési fa égetésének tulajdonították az egyéb szennyezők megnövekedett jelenlétét (poliklórozott dibenzo-p-dioxinok - PCDD, poliklórozott dibenzofuránok - PCDF, poliklórozott bifenilek - PCB), amit elsősorban a fahulladék fém és műanyag tartalmával indokoltak.

Bármilyen okból is csökken a kazán teljesítménye - legyen az a tüzelőanyag rossz minősége vagy a felhasználó tudáshiánya - a komfort érzetet adó megfelelő hőmérséklet elérése mindig több tűzifa elégetésével valósul meg. Az így kialakult tökéletlen égés tehát közvetlenül, vagy közvetve:

- környezet és egészségkárosító anyagok felszabadulását,
- energiapazarlást,
- és magas üzemeltetési költséget eredményez.

4. VIZSGÁLT ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

4.1 ALKALMAZOTT ANYAGOK

A kutatásom referenciaanyagaként tölgyfát használtam. A kutatómunkám lényeges alapjául szolgáló kísérleti anyagok kiválasztása során elsődleges szempont az volt, hogy melyek azok az éghető hulladékok, amelyek egy átlagos háztartásban keletkeznek. Fontos tényező volt az is, hogy ezek a hulladékcsoportok könnyen „beszerezhetők” legyenek és ha nem is teljes mértékben, de részben lefedjék a lakosság által elégethető hulladékfrakciók nagy részét.

A Központi Statisztikai Hivatal (KSH) adatai alapján 2015-ben a közszolgáltatás keretében elszállított hulladék kicsivel több mint 29%-át tették ki a műanyagok, a papírok és a textilek [191]. Az elmúlt évek során a vegyesen gyűjtött települési hulladék országos, átfogó reprezentatív analízise 2017-2018 során valósult meg. Hasonlóan a 2015-ös adatokhoz képest, a hulladék 15,7%-ban műanyagot, 9,8%-ban papírt, 3,6%-ban textilt, 2,4%-ban kartont és 1,3%-ban kompozitot tartalmazott [192]. Ezekből az adatokból kiindulva a kísérleteim során eltüzelt hulladékokat három csoportba soroltam (**7. ábra**):

- (1) Műanyagok: PP, HDPE, PET, autó gumiabroncs;
- (2) Textilek: poliészter, pamut;
- (3) Papírok: karton, fényes bevonatú papír, 84C/PAP.



7. ábra: Égetési vizsgálatok során alkalmazott anyagok

A műanyagok elsősorban tároló és csomagolóanyagoként fordulnak elő a háztartásban. A lakásban legnagyobb százalékban előforduló műanyag a polipropilén (PP), ami főként élelmiszer csomagolóanyagként van jelen. A napjainkban virágkorukat élő „kihordásos” ételeket is PP anyagú edényekbe helyezik el. A nagy sűrűségű polietilénnel (HDPE-vel)

kupakokként, sampont, tusfürdőt és folyékony mosószert tartalmazó palackokként találkozhatunk háztartásainkban. A PET-et leggyakrabban ásványvizes vagy üdítő palackként alkalmazzák [193]. A gumi jelentős része természetes kaucsukból (natural rubber - NR), és szintetikus gumiból (butadién-sztirol kaucsuk - SBR; polibutadién kaucsuk - BR) áll, ami körülbelül az össztömeg 31-48% m/m-át teszi ki. Ezt követi a fekete karbon, valamint a fém és szöveterősítések, amelyek a gumiban 41-58% m/m-ban találhatók meg [194][195][196]. Fontos megjegyezni, hogy a gumi égetésére csak labor körülmények között került sor.

A textilek csoportját egy természetes és egy mesterséges alapú anyag alkotja. A természetes anyagot a pamutból készült farmer ing, míg a mesterséges anyagot egy 93% m/m-ban poliésztert és 7% m/m-ban elasztánt tartalmazó „fitnessz” nadrág reprezentálja.

A papírcsoportot alkotó karton és fényes papír több mint 50% m/m-a cellulóz, míg hemicellulóz, valamint lignin tartalma 10-20% m/m között mozog [197][198][199]. A 84C/PAP jelölésű anyag, 84% m/m-ban papírt és 14% m/m-ban alumíniumot és műanyagot (PE) tartalmaz, ezért a papír csoportba soroltam. Alapvetően ezzel az anyaggal gyümölcsleves doboz formájában találkozhatunk.

A laborméretű kísérletek során a hulladékok önmagukban kerültek égetésre, míg a kazános kísérleteknél a fához 10% m/m-ban adagoltam azokat.

4.2 ALKALMAZOTT MÓDSZEREK

4.2.1 Alapanyag vizsgálatok

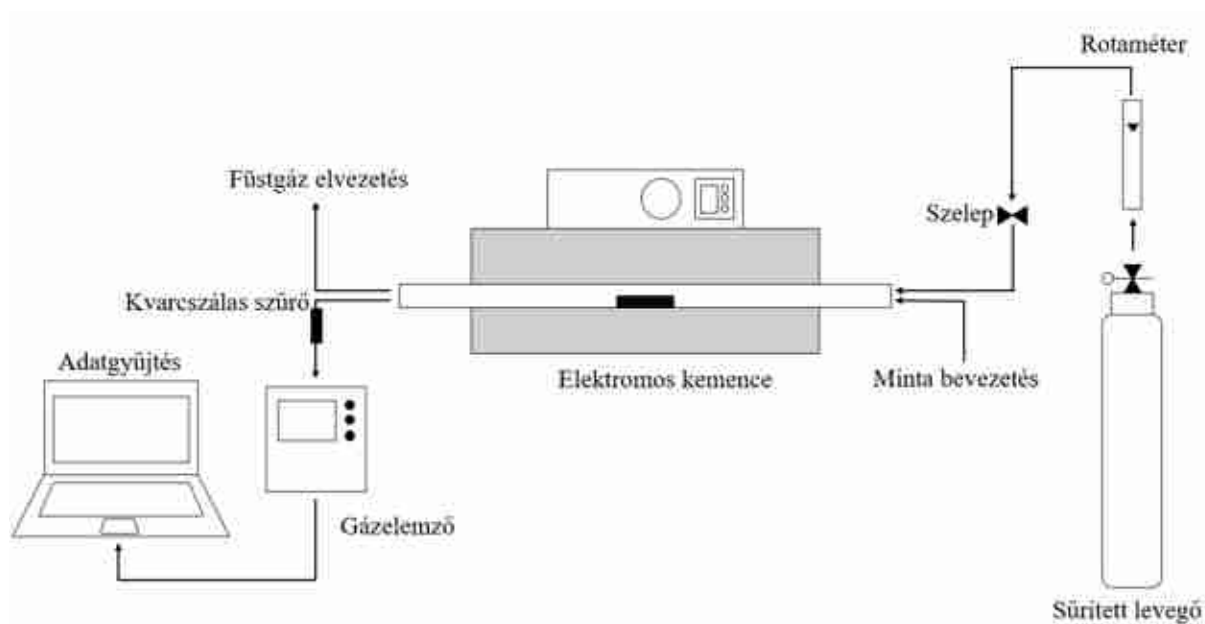
Az alapanyag vizsgálatok esetén a következő eljárás módokat alkalmaztam:

- (1) Nedvességtartalom mérése Mettler Toledo HB43-S Halogen nedvességtartalom meghatározóval.
- (2) Hamutartalom meghatározása 850 ± 15 °C-on tömegállandóságig történő hevítéssel az MSZ EN ISO 18122:2016 szabvány alapján.
- (3) Elemanalízis, C-, H-, N-, S- összetevők meghatározása Carlo Erba EA1108 típusú elemanalizátorral az MSZ EN ISO 21644:2021 szabvány alapján.
- (4) Égéshő meghatározása Parr 6200 izoperibolikus bombakaloriméterrel az MSZ EN ISO 18125:2017 szabvány alapján.
- (5) Termoanalitikai vizsgálatok MOM Q1500D típusú derivatográfival történtek, melyben a körülbelül 28-35 mg tömegű próbatestek levegő atmoszférában 25 °C-ról 900 °C-ra lettek hevítve 10 °C/perc felfűtési sebességgel.

- (6) Minta anyagok hőmérsékletnövekedés hatására történő viselkedésének vizsgálata SYLAB IF2000G típusú hevítőmikroszkóppal 5 °C/perc felfűtési sebességgel, levegő atmoszférában történt.

4.2.2 Laborméretű égetési kísérletek

A szakirodalomban számos olyan cikk található, amelyben laboratóriumi méretű elektromos kemencéket alkalmaznak az anyagok termikus viselkedésének, valamint az égés vagy pirolízis során keletkező gáznemű és szilárd termékek tanulmányozására.



8. ábra: Laboratóriumi mérőkör

A vizsgálataim során a laborban folytatott égési kísérleteket egy Höker Cső 350/900 típusú elektromos ellenállás fűtésű csőkemencében végeztem, amely vízszintes munkakamrával és programozható hőmérséklet-szabályzóval rendelkezik, ami az adott időpontban beállított hőmérséklet fenntartását tette lehetővé. A hőmérő a kvarccső és a kemence közepén lévő fal között található (8. ábra). A mérőrendszerben a gázpalackból érkező, állandó áramlási sebességű levegő biztosította a kemencében az oxidatív légkört. Amikor a kemence elérte a beállított tüztér hőmérsékletet, a mintát a levegő bemeneti oldaláról toltam be a tüztérbe.

Az égési folyamatból származó gázok (CO, CO₂, NO_x, O₂) koncentrációjának elemzését egy Horiba PG 250 gázelemzővel végeztem, amely 0,4 dm³/h áramlási sebességgel vonta ki a füstgázból az elemzendő mennyiséget. A gázelemző készülék a füstgáz CO- és NO_x-koncentrációját ppm-ben, míg a CO₂- és O₂-koncentrációját % V/V-ben adja meg. A kimutatási határértékek CO esetében 0-5000 ppm, CO₂ esetében 0-20% V/V, NO_x esetében 0-500 ppm,

O₂ esetében 0-25% V/V. A gázelemző előtt a reaktorból leválasztott füstgázzal kilépő szilárd szennyeződések üvegszálás szűrőkön (Whatman GF/A CAT NO. 1820-025) gyűjtöttem össze további elemzés céljából.

A laboratóriumi méretű égetési kísérletek esetén az alkalmazott tüzelési beállításokat minden egyes anyag esetében a **3. táblázat** tartalmazza. A reprodukálhatóság érdekében minden egyes kísérleti beállítás esetén 6-8 égetési kísérlet elvégzésére került sor, attól függően, hogy a kapott eredmények mennyire korreláltak egymással. Mivel az égetési levegő térfogatáramának változtatása nem befolyásolta az égés során keletkezett gázhalmazállapotú szennyezők koncentrációját, ezért a disszertációban csak a 180 dm³/h-s égetési levegő térfogatáramhoz tartozó eredményeket fogom ismertetni.

3. táblázat: Tüzelési beállítások laboratóriumi vizsgálatok esetén

Köpeny hőmérséklet [°C]	Égetési levegő térfogatáram [dm ³ /h]		
	160	180	200
650	+	+	+
700	+	+	+
750	+	+	+
800	+	+	+
850	+	+	+
900	+	+	+

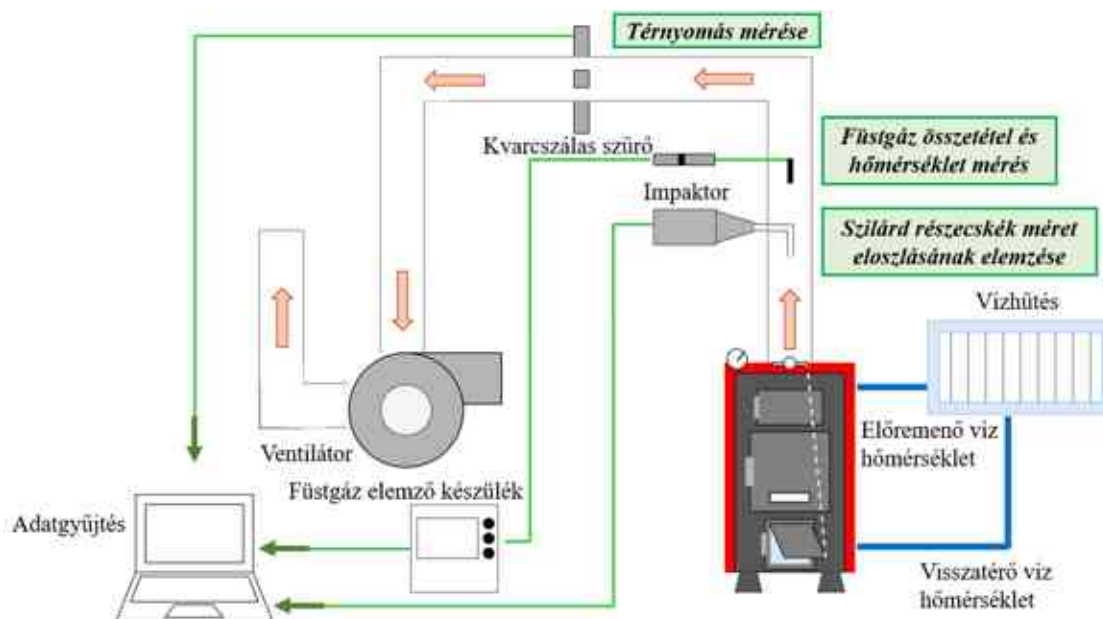
4.2.3 Lakossági kazán méretű égetési kísérletek

A kazánban végzett tüzelési kísérletek egy hazai viszonylatban könnyen beszerezhető és sok helyen alkalmazott TOTYA S18 lemezkazánban történtek (**9. ábra**). A **4. táblázat** szemlélteti a kazán paramétereit. A kazán névleges teljesítménye 18 kW, üzemi hőmérséklete 50-90 °C. Maximális hatásfoka fa és széntüzelés esetén is 70-83%. A füstcsőbe egy ventilátor került elhelyezésre, mely a tiszta levegőt 28,5 Pa nyomással szívta el. Ezzel a megoldással a tüzelés stabilabbá vált.

A mérőkörben három mérési nyomvonal található (**9. ábra**):

- térfogat méréséhez,
- füstgáz összetétel és hőmérséklet méréshez, valamint szilárd szennyezők leválasztásához PAH elemzésre, valamint morfológiai elemzésére SEM-mel,
- szilárd részecskék méreteloszlásának elemzéséhez.

Minden mérési nyomvonal adata laptop segítségével került rögzítésre.



9. ábra: Lakossági méretű égetési kísérletekhez tartozó mérőkör

4. táblázat: A TOTYA S18 kazán műszaki és tüzeléstechnikai adatai

TOTYA S18 műszaki paraméterei			
Súly [kg]	140	Üzemi hőmérséklet [°C]	50-90
Víztartalom [l]	50	Üzemi nyomás [bar]	2
Tüztér térfogata [mm ³]	310 x 230 x 460	Ajánlott visszatérő vízhőmérséklet [°C]	50
Tüztér ajtó mérete [mm ²]	220 x 220	Minimum kéményhuzat [mbar]	0,2
Füstcső csatlakozó mérete [mm]	130	Hatásfok [%]	83
Kazán mérete [mm ³]	1040 x 380 x 490	Névleges teljesítmény [kW]	18
Max füstgázhőmérséklet [°C]	290	Optimális tüzelőanyag	Tűzifa wt% < 25
Füstgáz tömegáram [g/s]	17		

A térnyomás mérése a TESTO 400 multifunkciós alaplámpához tartozó differenciál nyomás szondával történt. A füstgáz összetétel mérését Horiba PG 250 típusú gázelemző készülékkel valósítottam meg, ahol a füstgáz hőmérséklet mérése egyidőben történt az elszívással. Az elszívó vezetékbe egy üvegszálás szűrőt helyeztem el (hasonlóan a laboratóriumi mérésekhez), melyet a szilárd részecskék morfológiájának vizsgálatára és a szűrőn jelenlévő policiklusos aromás vegyületek detektálására használtam fel. A szilárd részecskék méreteloszlását Dekati PM10 típusú impaktorról határoztam meg, mely lehetővé tette a 10 µm-nél nagyobb, 2,5 és 10 µm közötti, valamint a 2,5 µm alatti részecskék osztályozását. Az elszívást a DEKATI PMP-500/450 pumparendszer segítette. A rendszerben lévő a MASS-VIEW érzékelővel tudtam beállítani az elszívási sebességet.

Az égetési kísérletek ciklusokból álltak, melyek hosszát az egyszerre beadagolt tüzelőanyagkeverék leégésének ideje határozta meg. Ezek alapján 1-1 tüzelési ciklus 20-25 percig tartott. Ez a módszer biztosította a különböző összetételű tüzelőanyag keverékekkel elvégzett égetési kísérletek összehasonlíthatóságát.

4.2.4 Szilárd részecskék morfológiai vizsgálata

A labor és a kazán méretű kísérletekből származó, kvarcszálal szűrőn fennakadt szilárd részecskék morfológiájának és összetételének vizsgálata Zeiss EVO MA10 típusú, EDAX szondával felszerelt pásztázó elektron mikroszkóppal történt.

4.2.5 Policiklusos aromás vegyületek detektálása

Az égetésekből keletkezett és szűrőn fennakadt policiklusos aromás szénhidrogének detektálása is megtörtént. A szűrő mintákhoz „10 µl deuterált PAH kísérő standard” (20 ng/µl) oldatot adtunk hozzá, majd a száradás után 10 ml n-pentánban, 30 percig ultrahangos fürdőben helyeztük el. Ezután nitrogén áramban kb. 1 ml-re töményítettük az oldatokat, majd az így keletkezett oldatokhoz 10 µl térfogatú benzofenon belső standardet (20 ng/µl) adtunk hozzá. A mérések Restek Rxi-5MS (30m x 0,25 mm x 0,25µm) kolonnán, Agilent 5975C típusú tömegszelektív detektorral szerelt Agilent 7890A típusú gázkromatográfal történtek. A mérésekhez minden mintából 1 µl-t használtunk fel nyomáspulzusos splitless injektálási módban. A vivőgáz 30 cm/s áramlási sebességű hélium volt. A beállított hőmérsékletek a következők voltak:

- az injektor hőmérséklete: 300 °C,
- ionforrás hőmérséklete: 230 °C,
- kvadрупól hőmérséklete: 150 °C.

A hőmérséklet program a következő volt:

- 50 °C-on 2 percig hőntartás,
- 200 °C-ra való felfűtés 30 °C/perc sebességgel,
- 320 °C-ra való felfűtés 6 °C/perc sebességgel,
- 320 °C-on 5 percig hőntartás.

A mintákról TIC (total ion chromatogram) és SIM (single ion monitoring) kromatogramok is készültek. A mennyiségi kiértékelés a SIM eredmények alapján történt. A deuterált PAH-okra kapott visszanyerések figyelembevételével korrigáltuk a kapott koncentrációkat.

4.3 EMISSZIÓS TÉNYEZŐK SZÁMÍTÁSA

Annak érdekében, hogy a különböző kísérleti anyagok gázhalmazállapotú szennyezőanyag kibocsátását össze tudjam hasonlítani, az elégetett anyag tömegéhez viszonyított emissziós tényezőt vezettem be. Ezzel a paraméterrel kiküszöböltem a minták tömegéből és az eltérő kísérleti időkből keletkező különbségeket.

A szakirodalomban számos emissziós tényezővel találkozhatunk, de alapvetően két csoportba sorolják őket: általános emissziós tényező, specifikus emissziós tényező. Míg az általános esetben nincsenek információk az alkalmazott tüzelőberendezés paramétereiről és az emissziós tényező csakis a tüzelőanyag tulajdonságaitól függ, addig a specifikus emissziós tényező esetében az alkalmazott technológia paramétereit is figyelembe kell venni [200].

Az emissziós tényezők között léteznek időszakokra [200] és tüzelőanyag-energiájára vonatkozó [201][202], valamint a tüzelőanyag tömegéhez [1][203] viszonyított változatok. Disszertációmban a tüzelőanyag tömegére vonatkoztatott emissziós tényezőt számítottam.

4.3.1 Füstgáz emissziós tényezők - labor eredményekből

A gázelemző készülék a füstgáz CO- és NO_x-koncentrációját ppm-ben, míg a CO₂- és O₂-koncentrációját % V/V-ben adja meg, amelyeket a komponensek moláris tömege és moláris térfogata alapján mg/m³-re számoltam át a következők alapján (CO-koncentráció képletének példáját adtam meg) [204]:

$$CO \left[\frac{mg}{m^3} \right] = CO [ppm] \times A \left[\frac{mg}{m^3 \times ppm} \right] \quad (6)$$

Az átalakítási folyamat során az A együtthatót kell használni. Ez normál körülmények között (1013 hPa nyomás és 0 °C hőmérséklet) 1 ppm-ben lévő mg/m³ gáz mennyiségét jelenti. Az együttható eltérő a különböző gázok esetén, számítása az alábbi képlet alapján történik [204]:

$$A = \frac{M}{V} \left[\frac{g}{dm^3} = \frac{mg}{m^3} \right] \quad (7)$$

ahol:

- M: a füstgáz komponens moláris tömege [g/mol],
- V: 1 mol anyagmennyiségű „normál állapotú” gáz térfogata (22,41 dm³).

Az egyes szennyezők emissziós tényezőjét a következő egyenlet segítségével határozhatjuk meg [1]:

$$W_z = \frac{Q_{kemence} \times c_{z, \text{átlag}} \times t}{m_{\text{minta}}} \left[\frac{\text{mg gázszenyvező}}{\text{g elégetett tüzelőanyag}} \right] \quad (8)$$

ahol:

- $Q_{kemence}$: az égési levegő áramlási sebessége [m^3/s],
- $C_{z, \text{átlag}}$: z füstgáz komponens kibocsátási koncentrációjának átlaga [mg/m^3],
- t : mintavétel ideje [s],
- m_{minta} : a minta tömege [g].

4.3.2 PAH-emissziós tényezők - labor eredményekből

A kromatográfias mérések a szűrőn lévő összes policiklikus aromás vegyületet μg -ban adják meg. Az adott tömegű tüzelőanyagból származó PAH-ok teljes mennyiségét egy arányszámítással kaptam meg, melyhez meg kellett adni a következő paramétereket:

- V_{Horiba} : Horiba műszer által biztosított elszívás a füstcsőből [m^3/s],
- Q : az égési levegő áramlási sebessége [m^3/s],
- m_{minta} : a minta tömege [g],
- m_{PAH} : a szűrőn fennakadt PAH tömege [mg]

Ez alapján a PAH emissziós tényező a következő egyenlet segítségével számítható:

$$W_{\text{PAH}} = \frac{m_{\text{PAH}} \times Q_{kemence}}{V_{\text{Horiba}} \times m_{\text{minta}}} \left[\frac{\text{mg PAH}}{\text{g elégetett tüzelőanyag}} \right] \quad (9)$$

4.3.3 Füstgáz emissziós tényezők - kazán mérésekből

A kazánból származó minták esetén az emissziós tényező számítása több számolási folyamatot ölel fel, melynek lépései a következők voltak:

1. Egy-egy tüzelési ciklus esetén a füstgáz komponenseket átlagoltam (CO' , CO_2' , O_2').
2. Az így kapott átlagok segítségével kiszámoltam a füstgáz N_2' -tartalmát:

$$N_2' = 100 - (\text{CO}_2' + \text{O}_2' + \text{CO}') \quad (10)$$

3. Kiszámoltam a N_2' -tartalom segítségével a tüzelési ciklus során alkalmazott levegőtényezőt:

$$n = \frac{N_2'}{N_2' - \frac{79}{21} \times (\text{O}_2' - \frac{\text{CO}'}{2})} \quad (11)$$

4. Elemanalízis során kapott adatokból kiszámoltam az elméleti oxigén- és levegőszükségletet, illetve a gyakorlati levegő szükségletet:

$$V_{\text{O}_2} = \frac{1,86 \times C + 5,6 \times H + 1,6 \times N - 0,7 \times O}{100} \left[\frac{\text{m}^3 \text{O}_2}{\text{kg tüzelőanyag}} \right] \quad (12)$$

$$V_{lev,elm} = \frac{100}{21} \times V_{O_2} \left[\frac{m^3 \text{ levegő elméleti}}{kg \text{ tüzelőanyag}} \right] \quad (13)$$

$$V_{lev,gyak} = n \times V_{lev,elm} \left[\frac{m^3 \text{ levegő elméleti}}{kg \text{ tüzelőanyag}} \right] \quad (14)$$

5. Kiszámoltam az égési levegő áramlási sebességét:

$$Q_{kazán} = V_{lev,gyak} \times m_{beadagolt \text{ tüzelőanyag}} \times t_{tüzelési \text{ ciklus}} \left[\frac{m^3}{s} \right] \quad (15)$$

6. Majd a (1) egyenlethez hasonló módon kiszámoltam az emissziós tényezőt:

$$W_z = \frac{Q_{kazán} \times C_{z,átlag} \times t}{m_{tüzelőanyag}} \left[\frac{mg \text{ gázzszennyező}}{g \text{ elégetett tüzelőanyag}} \right] \quad (16)$$

4.3.4 PAH-emissziós tényezők - kazán mérésekből

Kazán mérések esetén is (4) egyenlethez hasonló arányszámítással kapom meg teljes PAH mennyiséget. Ezekhez a következő paraméterek szükségesek:

- V_{Horiba} : a Horiba műszer által biztosított elszívás a füstcsőből [m^3/s],
- $Q_{kazán}$: az égési levegő áramlási sebessége, melyet a (10) egyenlet alapján számítottam ki [m^3/s],
- $m_{tüzelőanyag}$: kazánban elhelyezett tüzelőanyag tömege [g],
- m_{PAH} : a szűrőn fennakadt PAH tömege [mg]

$$W_{PAH} = \frac{m_{PAH} \times Q_{kazán}}{V_{Horiba} \times m_{tüzelőanyag}} \left[\frac{mg \text{ PAH}}{g \text{ elégetett tüzelőanyag}} \right] \quad (17)$$

4.3.5 PAH-emissziós tényezők - hamu mintákból

A kromatográfias vizsgálatokból a nyers eredmények $ng \text{ PAH}/g_{hamu}$ mértékegységben lettek megadva. Ahhoz, hogy az értékeket az elégetett tüzelőanyag tömegére vetítsük, a tüzeléstechnikai vizsgálatok során kapott hamutartalommal kell kalkulálni, a következő egyenlet alapján:

$$W_{PAH,hamu} = m_{PAH,hamu} \times C_{hamu} \left[\frac{ng \text{ PAH}_{hamu}}{g \text{ elégetett tüzelőanyag}} \right] \quad (18)$$

ahol

- C_{hamu} : egységnyi elégetett tüzelőanyagból visszamaradt hamu tömege [g/g],
- $m_{PAH,hamu}$: egységnyi hamuban jelenlévő PAH-ok tömege [ng/g].

5 EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

5.1 ALAPANYAG VIZSGÁLATOK

5.1.1 Tüzeléstechnikai vizsgálatok

Minden égetésre szánt anyag esetében fontos ismerni azok tüzeléstechnikai tulajdonságait, ezért a **5. táblázatban** ezeket a paramétereket tüntettem fel.

5. táblázat: Vizsgált anyagok tüzeléstechnikai tulajdonságai

Anyag neve	Nedv.	Hamu ^{sz}	C ^{sz}	H ^{sz}	N ^{sz}	S ^{sz}	HHV ^{sz}
	% m/m				MJ/kg		
Tölgyfa	0,58 ± 0,01	3,23 ± 0,22	47,20 ± 0,39	5,53 ± 0,04	0,29 ± 0,02	0,01 ± 0,00	18,24 ± 0,08
PP	0,35 ± 0,02	1,05 ± 0,31	80,47 ± 0,71	8,75 ± 0,14	0,05 ± 0,00	0,02 ± 0,01	47,08 ± 0,37
HDPE	0,13 ± 0,01	0,47 ± 0,13	74,12 ± 1,73	15,48 ± 0,77	0,07 ± 0,01	0,01 ± 0,00	46,10 ± 0,08
PET	0,52 ±0,01	0,07 ± 0,01	64,64 ± 0,50	4,84 ± 0,03	0,03 ± 0,01	0,01 ± 0,00	22,73 ± 0,07
Gumi	0,50 ± 0,02	7,78 ± 0,24	85,11 ± 0,07	7,41 ± 0,10	0,47 ± 0,01	1,33 ± 0,05	38,44 ± 0,46
PES	0,69 ± 0,02	0,43 ± 0,01	64,75 ± 0,50	4,83 ± 0,03	0,03 ± 0,01	0,01 ± 0,00	23,53 ± 0,03
Pamut	4,70 ± 0,01	8,52 ± 0,11	41,83 ± 0,05	5,67 ± 0,17	0,30 ± 0,02	0,06 ± 0,00	16,24 ± 0,02
Karton	5,60 ± 0,01	12,83 ± 0,07	41,24 ± 0,11	6,05 ± 0,13	0,29 ± 0,02	0,03 ± 0,01	15,30 ± 0,06
Fényes papír	6,01 ± 0,01	22,80 ± 0,10	37,05 ± 0,12	5,21 ± 0,11	0,25 ± 0,11	0,01 ± 0,00	13,26 ± 0,02
84C/PAP	2,58 ± 0,02	5,97 ± 0,02	52,80 ± 0,12	8,92 ± 0,05	0,17 ± 0,00	0,02 ± 0,01	25,32 ± 0,16

A szakirodalomban található elemösszetételre vonatkozó adatok hasonló értékeket mutatnak az általam mért értékekkel [198][205][206][207][208]. A táblázatban található anyagok közül az autógumi rendelkezik a legnagyobb C-tartalommal, viszont égéshője, ami körülbelül 28 és 39 MJ/kg között mozog [209][210], elmarad a PP és HDPE égéshőjétől, mely elsősorban azzal magyarázható, hogy az aromás gyűrűk felbontása sokkal több energiát igényel, mint a láncos szerkezetűeké [211][212]. Elmondható, hogy a PP és a HDPE tüzeléstechnikai tulajdonságai hasonlóak, mivel molekulaszervezetük csak egy metilcsoportban különbözik.

A PET és a PES textil molekulaszervezete aromás szénhidrogéneket tartalmaz. Éppen ezért e két anyag égéshője is kisebb a mesterséges láncos szerkezetű anyagokénál. A PES szálakban a molekulák főként 1D-s, míg a PET palack esetében 3D-s struktúrában helyezkednek el [213][214][215].

Alapvetően a természetes alapú anyagok kisebb égéshővel rendelkeznek, mivel a mesterséges anyagokhoz képest kisebb a C-tartalmuk.

Ugyanakkor a különböző anyagok esetén a publikációkban olvasható hamutartalmak eredményei igen nagy szórással rendelkeznek, például a gumi esetében 8,6-30,1% m/m között változik [210][216][217][218][219]. Az adatok közötti különbség elsősorban azzal magyarázható, hogy az autógumi egyes részei fémszalakkal, más részei szövetes anyagokkal erősítettek [194][220], így egy-egy vizsgált mintavételi pont eltérő eredményeket adhat. A fényes papír hamutartalma szakirodalmi adatok alapján 24-28% m/m [198][221][222][223], míg a karton hamutartalma fele akkora értékeket mutat: 8-13% m/m [198][222][224].

5.1.2 Termoanalitikai vizsgálatok

A termoanalitikai vizsgálatokat derivatográf segítségével végeztem el és hevítómikroszkópos vizsgálatokkal egészítettem ki, ugyanis korábbi irodalmi források nem vagy hiányosan tartalmazznak releváns információt e két vizsgálati módszer égetési szempontból történő ötvözésére. Hevítómikroszkópos vizsgálat segítségével vizuálisan is lekövethető, hogy a vizsgált minta milyen alakváltozásokon megy keresztül a hőmérséklet növekedésével.

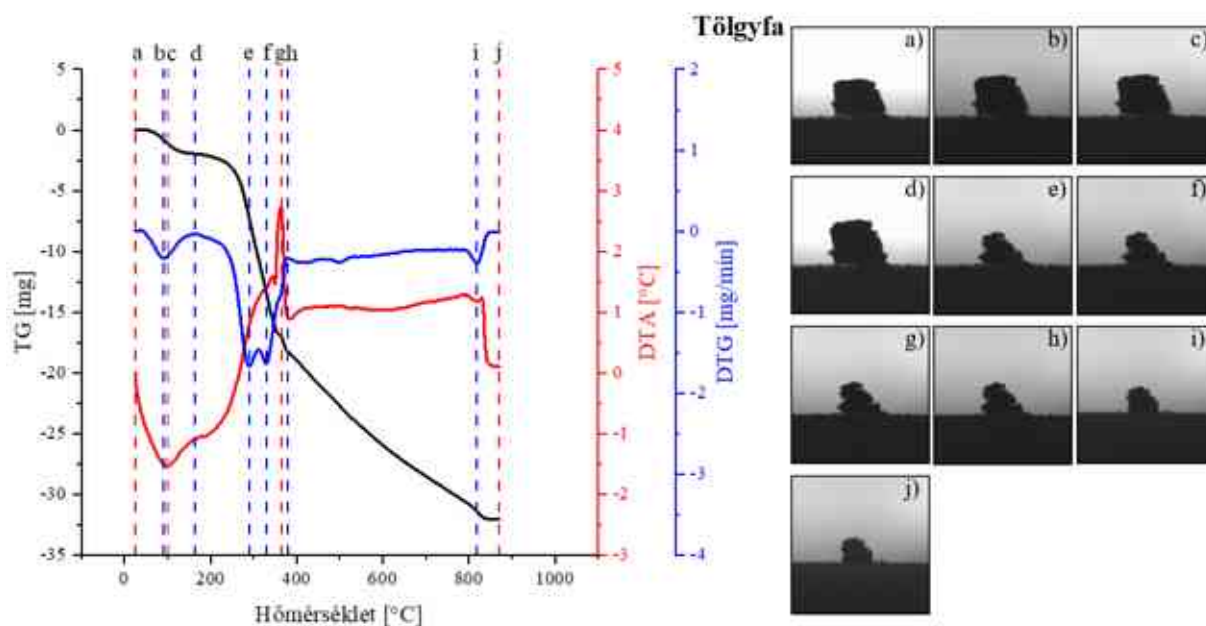
A természetes vagy természetes alapú anyagok elsősorban növényi eredetűek, éppen ezért a lignocellulóz anyagokhoz hasonlóan viselkednek hevítés hatására. A fa fő alkotóelemei különböző hőmérsékleteken bomlanak le és szabadítanak fel illékony anyagokat [225]:

- hemicellulóz 200-260 °C,
- cellulóz 240-350 °C,
- lignin 280-500 °C.

A lignocellulóz tartalmú anyagok égése négy fő szakaszból tevődik össze: nedvesség eltávoztása, illékony anyagok kiválása, majd égése (kezdetben endoterm, majd exoterm folyamat), fix karbon égése (exoterm folyamat) [225][226].

A Tölgyfa száradása már 25 °C-on elkezdődik és egészen 162 °C-ig tart (**10. ábra, 6. táblázat**). Ez a folyamat endoterm, melyet a DTA görbe konvex része jelöl. A legintenzívebb száradási pontot b) ponttal jelöltem. A száradás után megkezdődik az illók kiválása (162-378 °C). A DTG görbén e) és a f) ponttal jelölt részek a legintenzívebb illókiválásokat mutatják meg, mely két lépcsőben történt. A hozzátartozó hőkibocsátást a DTA görbe konkáv része jelöli,

legintenzívebb pontja 364 °C-nál található. Az illó kiválást a fix karbon égése követi, mely egészen az égés befejeződéséig tart (870 °C).



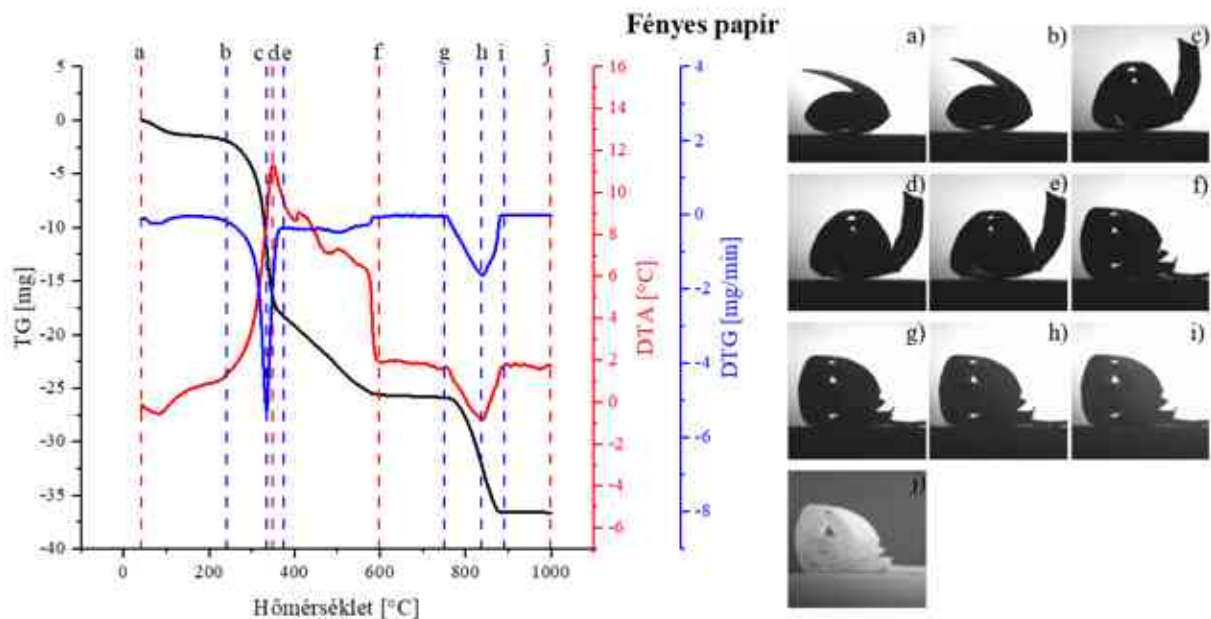
10. ábra: A Tölgyfa derivatogramjai, valamint a minta alakváltozása a hevítés során

6. táblázat: A hevítés során a Tölgyfában lejátszódó folyamatok és változások

Jelölés	Hőmérséklet [°C]	Lejátszódó folyamat
a)	25	Vizsgálat kezdete
b)	90	Nedvesség eltávozásának legintenzívebb pontja
c)	100	Endoterm folyamat legintenzívebb pontja
d)	162	Nedvesség eltávozásának vége
e)	289	I. legintenzívebb illó kiválási folyamat
f)	329	II. legintenzívebb illó kiválási folyamat
g)	364	1. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
h)	378	Illó kiválási folyamat vége
i)	818	Fix karbon égésének legintenzívebb pontja
j)	870	Vizsgálat vége

A papír csoportba tartozó karton és a fényes papír közötti különbség az utóbbi bevonata, valamint a bevonat alatt lévő papír fehérségében rejlik. Mindezek ellenére a két anyag hasonlóan viselkedik hőmérséklet növekedés hatására. A papírpépből visszamaradt nedvesség 150 °C-ig egy endoterm folyamaton keresztül távozik a mintából [227]. Ezt követően körülbelül 200-400 °C hőmérsékleti tartományban egy gyors tömegvesztés megy végbe (karton 225-369 °C; fényes papír 240-374 °C), mely a hemicellulóz és a cellulóz termikus bomlásával magyarázható (**11. ábra, 7. táblázat**) [224][228][229]. A 400 °C elérése után a bomlás

sebessége a lignocellulóz tartalmú anyagok esetében lelassul [198], ami a lignin lassú reakciójú bomlásával függ össze, mely széles hőmérsékleti tartományban egészen 900 °C-ig is eltarthat [228].



11. ábra: A Fényes papír derivatogramjai, valamint a minta alakváltozása a hevítés során

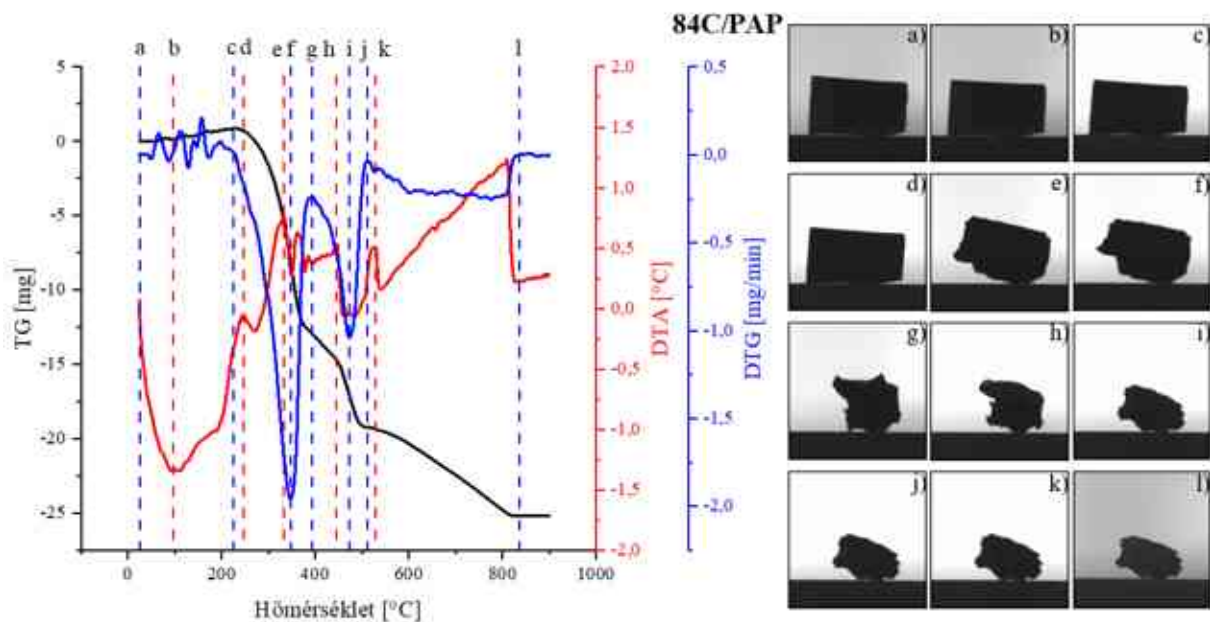
7. táblázat: A hevítés során a Fényes papírban lejátszódó termikus folyamatok és változások

Jelölés	Hőmérséklet [°C]	Lejátszódó folyamat
a)	40	Vizsgálat kezdete
b)	240	I. bomlási és az égési fázis kezdete
c)	334	I. bomlási fázis legintenzívebb pontja
d)	349	Égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
e)	374	I. bomlási folyamat vége
f)	598	Égési fázis vége
g)	751	II. bomlási fázis és endoterm folyamat kezdete
h)	838	II. bomlási fázis legintenzívebb exoterm csúcsa/ endoterm folyamat legintenzívebb pontja
i)	890	II. bomlási fázis és endoterm folyamat vége
j)	1000	Vizsgálat vége

Karton esetén 834 °C-nál egy kisebb endoterm bomlási folyamat fedezhető fel, mely feltehetően CaCO₃ ásványi anyag termikus bomlását jelöli, mely lehet a fa alapanyag által megkötött hamualkotó [230], de a kalcium-karbonátot töltőanyagként is használják, hogy a papír átlátszatlanságát növeljék. Semmes és társai [231] a hullámos karton oxidatív pirolízisének vizsgálatakor hasonló második DTG csúcsot fedeztek fel körülbelül 700 °C-on,

azonban a jelenséget nem magyarázták meg. Skreiberg és társai [223] a fényes papír termikus vizsgálatakor 680 °C-nál detektálták a CaCO_3 bomlását. Singh és Namjoshi [232] a karton termikus hőbomlása során visszamaradt koksban Ca-t találtak. A fényes papírban lévő CaCO_3 bomlása 751 °C-on kezdődik és hosszabb ideig tart, mint a karton esetén. A maximális bomlási sebesség 838 °C-nál van. Ebből kiindulva megállapítható, hogy a fényes papír nagyobb mennyiségben tartalmaz CaCO_3 -at, mely a fehér papír elengedhetetlen összetevője.

Habár a 84C/PAP anyag kompozit, mivel 84% m/m-ban papírt tartalmaz, ezért a papírcsoporthoz sorolható, azonban derivatogramjának kiértékelése nehezekebb, mivel 16% m/m-ban műanyag, illetve alumínium is található benne. Ez az anyag a műanyagok és a papírok hevítése során bekövetkező folyamatokat egyaránt mutatja (**12. ábra, 8. táblázat**). 25 és 246 °C között a kompozitban lévő nedvesség távozik, valamint ezzel egyidőben a műanyag tartalma is megolvad. Ezt a szakaszt a papír-részben lévő cellulóz pirolízise követi 224 és 343 °C között. A cellulóz bomlásából keletkező termékek egy exoterm folyamaton belül elégnék. 393 és 510 °C közötti egy második bomlási folyamat figyelhető meg, mely a műanyag rész termikus bomlását jelöli, amelyet szintén egy exoterm folyamat követ. 510 és 835 °C között egy harmadik tömegcsökkenés valósul meg, melyet elsősorban a papírban jelenlévő CaCO_3 termikus bomlásával magyarázható.

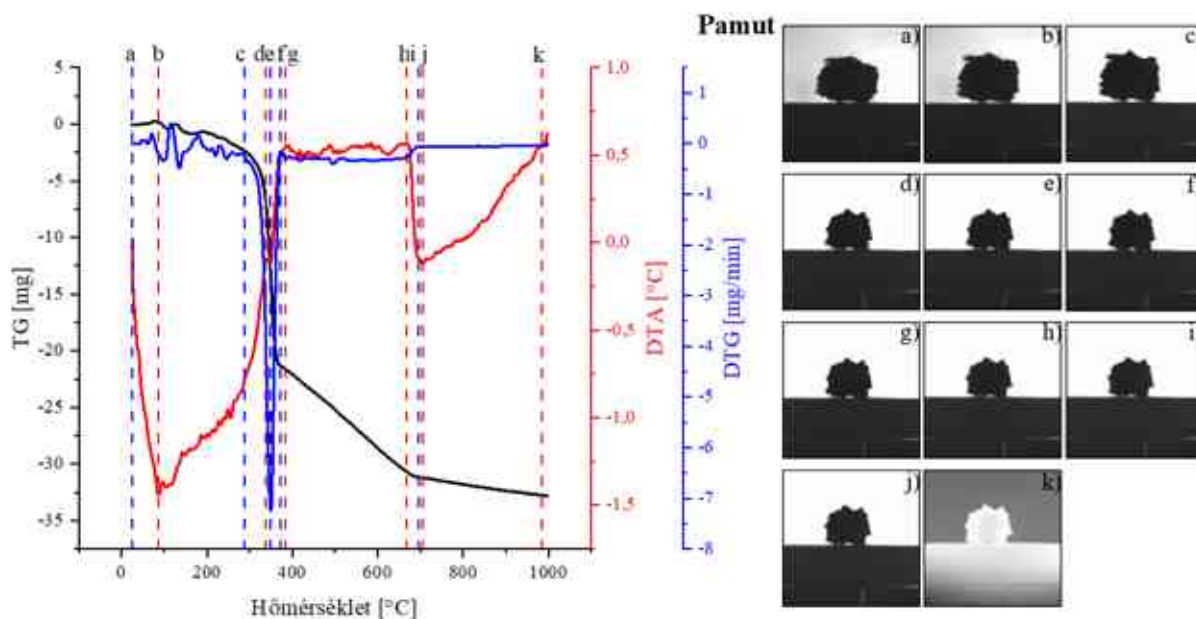


12. ábra: A 84C/PAP derivatogramjai, valamint a minta alakváltozása a hevítés során

8. táblázat: A hevítés során a 84C/PAP-ban lejátszódó termikus folyamatok és változások

Jelölés	Hőmérséklet [°C]	Lejátszódó folyamat
a)	25	Vizsgálat kezdete
b)	96	Endoterm folyamat legintenzívebb pontja
c)	224	I. bomlási fázis kezdete
d)	246	Endoterm folyamat vége
e)	332	I. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
f)	347	I. bomlási folyamat legintenzívebb pontja
g)	393	I. bomlási fázis vége / II. bomlási fázis kezdete
h)	445	II. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
i)	473	II. bomlási folyamat legintenzívebb pontja
j)	510	II. bomlási fázis vége / III. bomlási fázis kezdete
k)	527	III. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
l)	835	III. bomlási fázis vége

Az általam vizsgált anyagok közül a pamut textília szintén a természetes alapú anyagok közé sorolható, mivel lényegében cellulózból áll, mely a már említett 240-350 °C közötti hőmérséklet tartományban bomlik [225][233]. A pamut égése, hasonlóan a fáéhoz három szakaszból tevődik össze: nedvesség eltávoztása, illékony anyagok kiválása és égése (endoterm, majd exoterm folyamat), fix karbon égése (exoterm folyamat) [225]. A pamut DTG görbájéből leolvasható, hogy 338 °C-ig a pamutban található nedvesség és a könnyebb illók távoznak a mintából [234][235]. A pamutszálakban a víz adszorpciója egy funkcionális kötés révén valósul meg a H-O-H és -OH között a cellulóz makromolekulákban [234]. Ez az endoterm folyamat 86 °C-on a legintenzívebb. Ekkor a minta enyhén megduzzad. 287 °C-ot elérve a cellulóz hő hatására bomlásnak indul, melyet intenzív tömegváltozás kísér. A legintenzívebb tömegcsökkenés 349 °C-on történt. Ettől a hőmérséklettől kezdve a minta alakja változatlan marad. A fix karbon égése a cellulóz hőbomlása után kezdődik meg és egészen 697 °C-ig tart. A pamut textil minta alakváltozása hasonlóan történik a fa minta alakváltozásához (**13. ábra, 9. táblázat**).



13. ábra: A Pamut derivatogramjai, valamint a minta alakváltozása a hevítés során

9. táblázat: A hevítés során a Pamutban lejátszódó termikus folyamatok és változások

Jelölés	Hőmérséklet [°C]	Lejátszódó folyamat
a)	25	Vizsgálat kezdete
b)	86	I. endoterm folyamat legintenzívebb pontja
c)	287	I. bomlási fázis kezdete
d)	338	I. endoterm folyamat vége
e)	349	I. bomlási folyamat legintenzívebb pontja
f)	373	I. bomlási fázis vége
g)	383	I. égési fázis kezdete/ II. bomlási folyamat kezdete
h)	667	II. égési fázis vége
i)	697	II. bomlási folyamat vége
j)	706	II. endoterm folyamat legintenzívebb pontja
k)	984	Vizsgálat vége

A műanyagok esetén három nagyobb folyamat különíthető el (PP, HDPE, PET és PES):

- olvadási szakasz (láncos szerkezet: 25-270 °C; aromás gyűrűs szerkezet: 28-430 °C),
- termikus hőbomlás fázis (láncos szerkezet: 280-527 °C; aromás gyűrűs szerkezet: 360-600 °C),
- valamint az olvadás és a bomlás során felszabadult anyagok égése.

Minél nagyobb energia kell a kötések felbontásához, annál később kezdődik meg az anyag olvadása, valamint a termikus bomlása. A legkisebb energia a PP esetében szükséges, melyet a

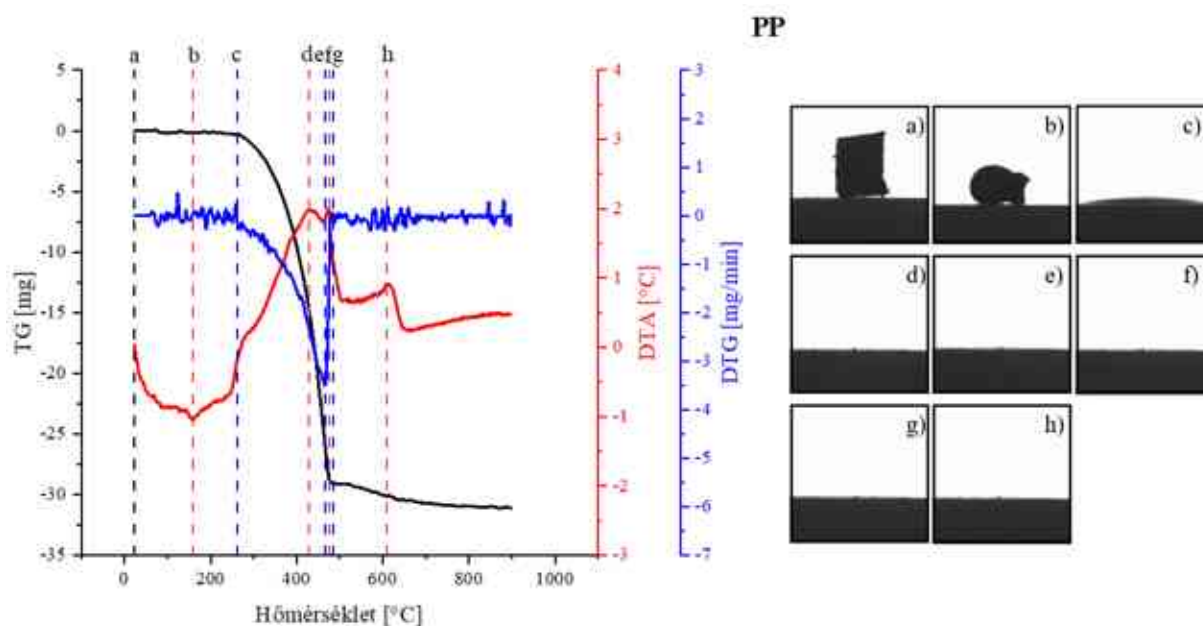
HDPE, PES és a PET követ. A nagyobb olvadási és hőbomlási hőmérséklet a PET és PES esetében a kettős kötéssel rendelkező gyűrűs szerkezettel magyarázható.

Az mérési adatok elemzése egyértelműen azt mutatja, hogy a poliolefinok egy lépéses eljárással bomlanak le. A poliolefinok termikus degradációját véletlenszerű lánchasadással és radikális lánccmechanizmussal írták le [236], amely magában foglalja a lánchasadást, a gyökös rekombinációt, az allilánchasadást, az intermolekuláris hidrogén elvonást, a középlánc b-hasadást, a véglánc b-hasadást, az intramolekuláris hidrogénátvitelt és a dehidrogénezést [237][238]. A hőnek kitett poliolefinok hirtelen gáznemű szénhidrogének kibocsátásával olvadnak meg [239]. Tehát a bomlás az illékony anyagok kiválásával kezdődik meg.

A PP hőstabilitása alacsonyabb, mint a PE-é. Ez elsősorban a PP-ben lévő lánccelágazással magyarázható [239]. A PP-vel ellentétben a HDPE termikus bomlása látványosabb, makro bomlás látható. A molekulászerkezetük közötti különbség jelentősen befolyásolja a lebomlási folyamatot. A metilcsoport jelenléte a PP fő gerincének minden alternatív szénatomjában lehetővé teszi instabilabb másodlagos szabadgyökök kialakulását, ezáltal kedvez az intramolekuláris hidrogénátadási reakcióknak, valamint az oxigénnel való kölcsönhatásnak, ami a hidroperoxid csoportok alacsonyabb termikus stabilitását eredményezi [237].

A PP legnagyobb intenzitással 159 °C-on olvad (**14. ábra, 10. táblázat**). A szakirodalomban található adatok is 160-170 °C hőmérsékleti tartományba helyezik az olvadási pontot [240][241][242]. A PP 261 °C-ig teljesen elolvad. Az olvadást követően kezdődik meg az anyag hőbomlása (261-483 °C), mely párolgás formájában valósul meg. Azonban ez a hőmérséklet tartomány a szakirodalmi adatok alapján eltérő lehet. Price és kutatótársai [243] szerint a PP 330-410 °C közötti hőmérséklet tartományban bomlik, gyulladása 390-410 °C közötti hőmérséklet tartományban következik be. Kicsit eltérően az előző eredményektől Ramazanov és kutatótársai [244] 290-390 °C közötti hőmérséklet tartományba helyezik a PP hőbomlását. Argon atmoszférában történő vizsgálat esetén 400 °C feletti hőbomlásról [245], míg nitrogén atmoszférában lezajló kísérletek esetén 310-475 °C közötti hőmérséklet tartományról olvashatunk [246].

A HDPE olvadás pontja a DTA görbe szerint 143 °C -nál van. 280 °C-ig a HDPE elolvad, azonban a hőbomlási szakasz csak 340 °C-nál kezdődik meg és egészen 519 °C-ig tart. A szakirodalomban hevítómikroszkópos kísérletek nélkül végzett derivatográfiai kísérletekre találtam példát, ahol hasonló hőmérsékleti tartományba helyezhetőek az égés során végbemenő szakaszok a HDPE esetében [247][248][249].



14. ábra: A PP derivatogramjai, valamint a minta alakváltozása a hevítés során

10. táblázat: A hevítés során a PP-ben lejátszódó termikus folyamatok és változások

Jelölés	Hőmérséklet [°C]	Lejátszódó folyamat
a)	25	Vizsgálat kezdete
b)	159	Olvadási folyamat legintenzívebb pontja
c)	261	Bomlási fázis kezdete
d)	427	I. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
e)	465	A termikus bomlás legintenzívebb pontja
f)	474	II. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
g)	483	Bomlási fázis vége
h)	609	III. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa

A poliolefinektől eltérően az aromás gyűrűvel rendelkező anyagok magasabb hőmérsékleten olvadnak. Ezzel párhuzamosan a PET és a PES esetében kétfokozatú lebomlási profilok figyelhetők meg [250]. A PET, PES pirolízise heterolitikus és homolitikus láncbontási reakciók hálózatát foglalja magában [251]. A termikus bomlás a véletlenszerű lánchasadást követő alkil-oxigén kötés hasadásával indul meg, melynek eredményeként a távozó pirolízis gázokban szén-dioxid és aromás észterek jelenléte mutatható ki [237]. A benzoésav és az észterek a termikus bomlás során, míg a benzoésav, az anhidridek, az aromás és alifás savak, valamint az alkoholok a termo-oxidatív bomlás során keletkeznek [237][252].

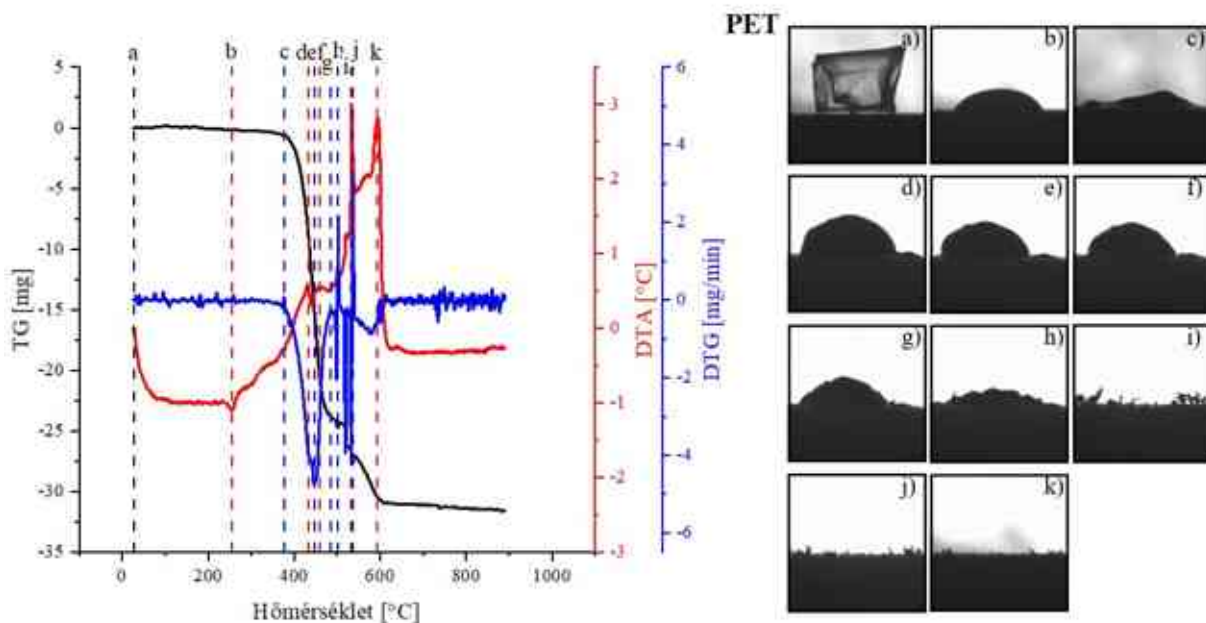
Az aromás gyűrűvel rendelkező anyagok olvadási fázisának vége és hőbomlási fázisának eleje egybeeszik. A hőbomlási szakasz ezen anyagok esetében „látható” mennyiségű

gázfejlődéssel jár. A gázfejlődés során keletkező és távozó illékony vegyületeket a stabilabb felület visszafogja, ezáltal az anyag felfúvódik. A hőmérséklet növekedésével az anyag kipukkan, majd szétterül a lapkán. Ezt a jelenséget egy második bomlási szakasz követi 460 °C-tól, ahol az anyag intenzív aprózódásba kezd, mely 550 °C-ig be is fejeződik.

A PET 255 °C-on olvad a legintenzívebben. 377 °C-tól kezdődik a PET termikus bomlása, amely erős gázfejlődéssel párosul (**15. ábra, 11. táblázat**). A termikus bomlási folyamat során a szétterülő anyag gömb alakúra fúvódott. Az I. hőbomlási folyamat 484 °C-on zajlik. 484 °C-tól a műanyag intenzív makrobomlásba kezd (fragmentálódik), amely 593 °C-ig tart. Ez a folyamat a termikus bomlás második szakaszának tekinthető, amely során az intenzív gázképződést a DTG-görbén megfigyelhető hirtelen kialakuló szélsőértékek jelzik.

A PES-EL esetében az olvadási folyamat legintenzívebb pontja 251 °C. 356 °C-tól kezdődik a hőbomlási folyamat a PET-hez hasonló intenzív gázképződéssel. A termikus bomlási fázis kezdetén az anyag a gázképződés miatt gömb alakúvá duzzad, majd megkezdődik a makrobomlás, amely 502 °C-ig tart. Az első hőbomlási szakasz után a fragmentáció kisebb intenzitással folytatódik, és két égési csúcsot tartalmaz 545 és 875 °C-on.

A PET és a PES DTA-görbéin több exoterm csúcs is megjelenik, ami azzal magyarázható, hogy a termikus bomlás során folyamatosan képződő termékek fokozatosan meggyulladnak, így hőt szabadítanak fel.

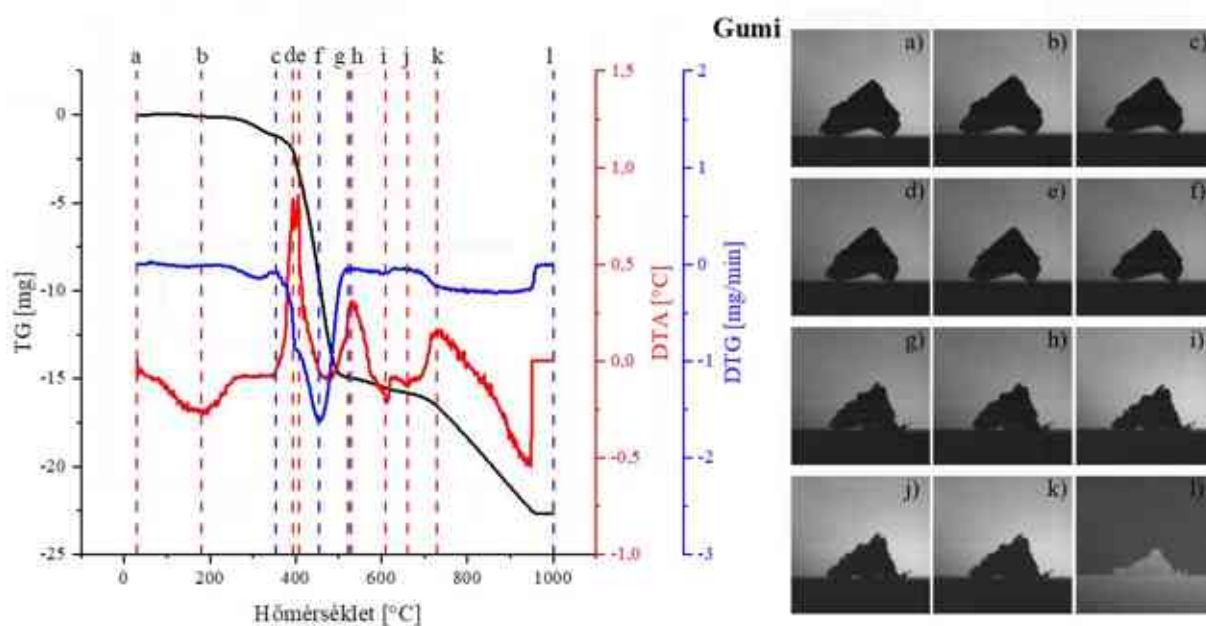


15. ábra: A PET derivatogramjai, valamint a minta alakváltozása a hevítés során

11. táblázat: A hevítés során a PET-ben lejátszódó termikus folyamatok és változások

Jelölés	Hőmérséklet [°C]	Lejátszódó folyamat
a)	25	Vizsgálat kezdete
b)	255	Olvasási folyamat legintenzívebb pontja
c)	377	I. bomlási fázis kezdete
d)	432	I. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
e)	446	I. bomlás legintenzívebb pontja
f)	458	II. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
g)	484	I. bomlási fázis vége
h)	502	II. bomlás legintenzívebb pontja
i)	532	III. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
j)	537	III. bomlás legintenzívebb pontja
k)	593	IV. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa

A gumi esetén a TG-görbén négy fő tömegvesztés-tartományt lehet megkülönböztetni: (1) 50 és 354 °C közötti hőmérsékleten; (2) 354 és 521 °C közötti hőmérsékleten; (3) 529 és 660 °C közötti hőmérsékleten, (4) 660 és 1000 °C közötti hőmérsékleten (**16. ábra, 12. táblázat**). 354 °C-ig endoterm folyamat játszódik le, míg 354 és 1000 °C között háromlépcsős exoterm folyamat zajlik. Az első exoterm folyamatot a kemence növekvő hőmérséklete indítja el, míg a 354 és 521 °C között felszabaduló hőmennyiség egy láncreakcióban katalizálja a második és harmadik exoterm folyamatot. 728 és 1000 °C között a mintában megfigyelhető mértékű tömegvesztés következett be.



16. ábra: A Gumi derivatogramjai, valamint a minta alakváltozása a hevítés során

12. táblázat: A hevítés során a Gumiban lejátszódó termikus folyamatok és változások

Jelölés	Hőmérséklet [°C]	Lejátszódó folyamat
a)	25	Vizsgálat kezdete
b)	180	Endoterm folyamat legintenzívebb pontja
c)	354	Endoterm folyamat vége/Bomlási fázis kezdete
d)	393	I. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
e)	406	II. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
f)	453	Bomlási fázis legintenzívebb pontja
g)	521	Bomlási folyamat vége
h)	529	III. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
i)	609	Kisebb bomlási folyamat
j)	660	Kisebb bomlási folyamat
k)	728	IV. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
l)	1000	Vizsgálat vége

A szakirodalomban szereplő kísérletek csak három tömegvesztéséget említettek a gumiabroncs melegítése során [253][254][255]. A melegítés következtében a gumiabroncsban lévő olajos és illékony vegyületek kicsapódnak. Ez a folyamat 180 °C-on a legintenzívebb és egészen 354 °C-ig tart. Az így kivált illékony vegyületek és a gumi hőbomlásából származó köztes termékek begyulladnak, és láng jelenlétében elégnak [217]. 271 és 354 °C között egy kisebb bomlási folyamat figyelhető meg, ami az adalékanyagok bomlásával magyarázható. Juma és munkatársai [217] megfigyelése alapján a gumiabroncs termikus bomlásából származó illékony vegyületek és köztes termékek láng jelenlétében meggyulladnak és elégnak. 354 és 521 °C között a természetes és a szintetikus gumi bomlása kezdődik meg. A természetes kaucsuk égése 393 és 406 °C-on a legintenzívebb, míg a mesterséges gumi égése kicsivel később, 529 °C-on következik be. Szakirodalmi adatok alapján a DTA görbén a természetes gumi maximális lebomlási sebessége 375 °C-nál, míg SBR esetén 445 és 460 °C között, valamint BR esetén 465 és 470 °C között figyelhető meg [256][257][210]. Látható, hogy az autógumi DTG görbéje 453 °C körül mutatja a domináns csúcsot, így ez a csúcs nagyobb mennyiségű SBR jelenlétét jelzi a vizsgált autógumiban.

Az 521 és 660 °C feletti hőmérsékleteken a fix karbon bomlik. A fix karbon oxidációja később, körülbelül 728 °C-on éri el a maximális sebességét. A fekete karbon égését az 550 °C alatti anyagok égése során felszabaduló hő katalizálja [217]. Az irodalmi adatok szerint a fekete karbon 500-800 °C között bomlik. A karbon égési intervalluma széles, mivel a maximális tömegváltozási sebességet erősen befolyásolja a fűtési sebesség [258] és az eredeti anyag összetétele [259][260][261].

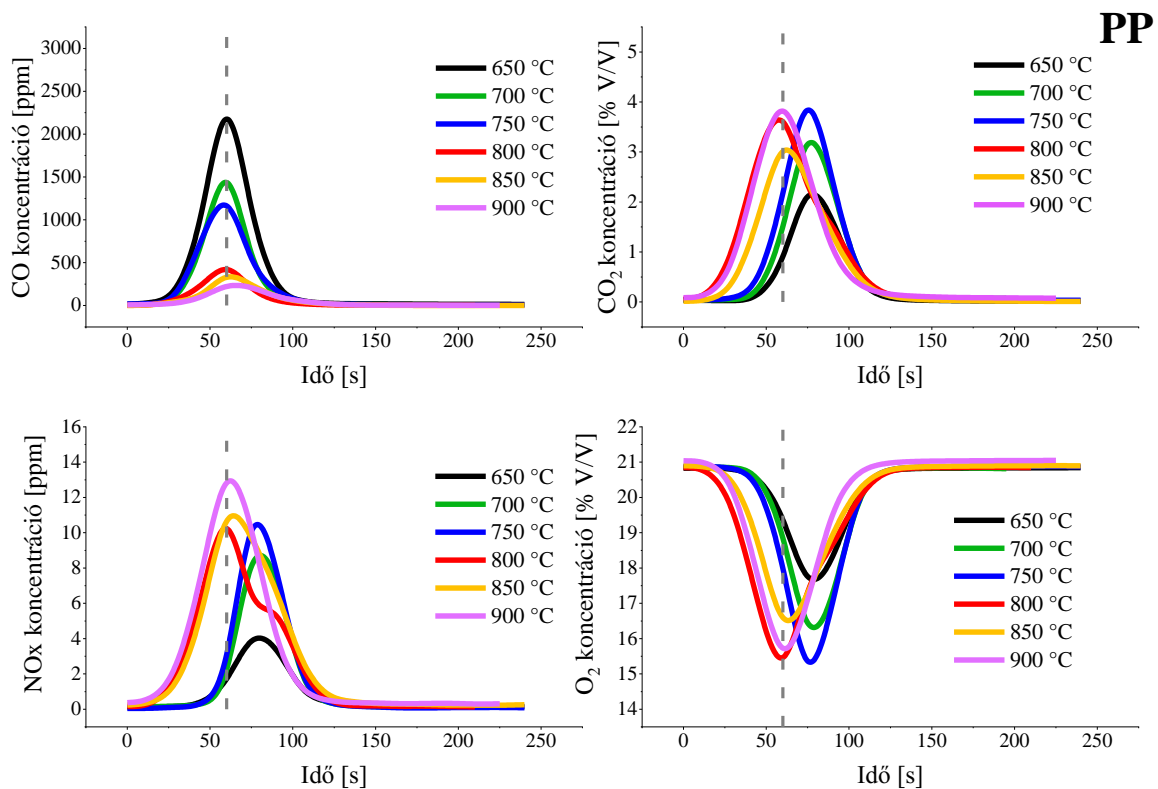
A CaCO_3 bomlása endoterm folyamat, amely a gumiabroncsban szélesebb hőmérséklet-tartományban, 660 és 1000 °C között zajlik. Ez a tömegváltozás megfigyelhető a hevítő mikroszkópos felvételeken (**16. ábra k-1**). A szakirodalomban számos hasonló alakú görbe található, amelyek a CaCO_3 jelenlétére utalnak és amelyre a szerzők nem adnak magyarázatot. Vichaphund és munkatársai [262] különböző katalizátorok hatását vizsgálták gumiabroncs-hulladék pirolitikus gőzéből származó szelektív aromás vegyületek képződésére. 700 és 850 °C között hasonló csúcsot tapasztaltak, amelyet a fekete karbon adalékanyagokból származó fix karbon termikus bomlásával magyaráztak. A felhasznált gumiabroncs fűtőértéke azonban nagyon alacsony volt (15,20 MJ/kg), míg hamutartalma igen magas (39,42% m/m). Ebből kiindulva a második csúcsról is feltételezhető, hogy a CaCO_3 bomlását jelzi. Rada és munkatársai [263] gumiabroncsokat laboratóriumi kemencében 400 °C-ig pirolizáltak. A vizsgálatok előtt termogravimetriás méréseket végeztek inert atmoszférában. Az általuk kapott DTG-görbe 850 °C körül enyhe tömegvesztést mutat, amit a szerzők szintén nem magyaráztak meg. Han és munkatársai [264] és Xu és munkatársai [265] hulladék gumiabroncs bomlását vizsgálták inert atmoszférában, és azt találták, hogy 600 és 800 °C között látható tömegvesztés következett be CO_2 -kibocsátással, függetlenül a fűtési sebességtől. A bomlás okát a cikkek nem részletezték. Oxidáló atmoszféra nélkül a CO_2 képződése egyértelműen a CaCO_3 bomlásának eredménye. Čepić és munkatársai [266] a pirolízisgázban jelenlévő CO_2 egy részét a CaCO_3 és más fémoxidok termikus bomlásának tulajdonítják, azonban ebben a hőmérséklettartományban a derivatogramokon nem jelentkezik súlyvesztés. Plis és munkatársai [267] azonban egyértelműen megállapítják, hogy 577 és 1000 °C között a biomassza égetése során a fix karbon és a szervetlen ásványi maradékok bomlása zajlik.

A környezetben lévő CO_2 jelentős mértékben eltolhatja a CaCO_3 bomlási hőmérsékletét nagyobb hőmérséklet felé, mellyel párhuzamosan a hőmérsékleti intervallum csökkenhet. Például a CO_2 25% V/V-os környezeti koncentrációja esetén a CaO keletkezése 950 és 1000 °C közé esik [268]. Ez alapján kijelenthető, hogy az általam végzett kísérletek során a 600 °C alatti hőmérsékleten a természetes és mesterséges gumiból felszabaduló CO_2 mennyisége hatással volt a CaCO_3 bomlására, ezáltal szélesebb hőmérsékleti intervallumban ment végbe a folyamat. Attól függően, hogy a CaCO_3 tisztán vagy dolomit formájában van a gumiabroncsban, a bomlási hőmérséklet 550-950 °C között mozog [269][270][271].

5.2 FÜSTGÁZ CO₂-, CO-, NO_x- ÉS O₂-EMISSZIÓS TÉNYEZŐINEK ALAKULÁSA

5.2.1 Füstgázkomponensek alakulása az égés során

Ebben a fejezetben a füstgáz komponensek mennyiségeinek alakulását mutatom be, a laboratóriumi méretű kemencében végzett kísérleteim alapján, amely során ábrázoltam a CO, CO₂, NO_x és O₂ komponens-koncentrációkat az idő függvényében. Az összes vizsgált anyag esetében elmondható, hogy a CO csúcs a gyulladási szakaszt, a CO₂, NO_x görbék maximumai, valamint az O₂ görbén található minimum pedig az intenzív égés szakaszát jelzi. Erre példaként mutatom be a PP égetése során keletkező füstgáz-komponens koncentrációk alakulását (**17. ábra**). Az ábrán feltüntetett szaggatott vonal azt a referencia időpillanatot jelzi, amikor CO-koncentráció eléri a maximumát, amihez a későbbiek során a többi füstgáz-komponens koncentráció alakulását viszonyítom.

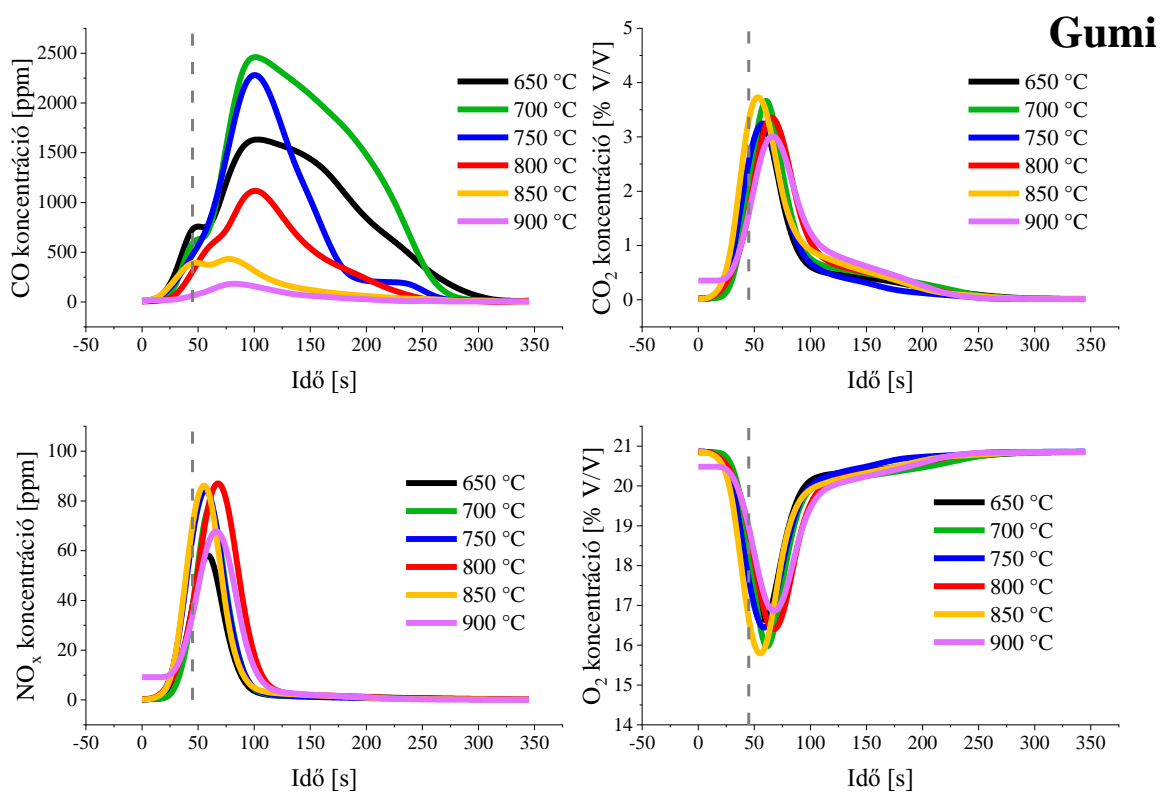


17. ábra: A PP égetéséből származó füstgázösszetevők koncentrációjának alakulása a hőmérsékletváltozás függvényében

Kisebb hőmérsékleteken az említett komponensekkel a gyulladási és az égési szakasz egyértelműen elkülöníthető (PP esetében 650, 700 és 750 °C). Nagyobb hőmérsékleteken (PP esetében 800, 850 és 900 °C-on) ugyanakkor olyan gyorsan mennek végbe a tüzelési ciklus folyamatai, hogy a gyulladási és az égési szakaszok egybeesnek. A megnövekedett

tűztérhőmérséklet hatására csökken a CO-koncentráció, ami az égési feltételek javulásával magyarázható.

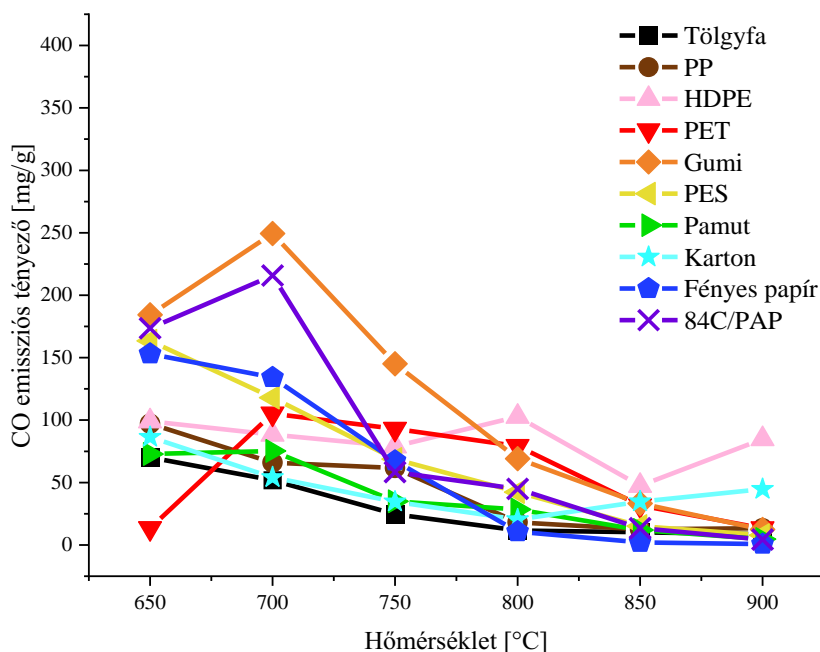
A **18. ábra** a gumi égetéséből származó füstgáz komponens koncentrációk időbeli változását mutatja be a hőmérséklet függvényében. A PP égetése során tapasztaltakkal ellentétben a CO görbén két csúcs figyelhető meg. Mivel a gumi alapvetően egy többkomponensű anyag, ezért az első csúcs a NR, SBR és BR bomlásából és gyulladásából származó CO komponensek felszabadulását, míg a második csúcs (ami nagyobb koncentrációval képviseli magát, mint az első csúcs) a gumiban lévő CaCO_3 bomlásából keletkező CO_2 és a visszamaradt C redukciójából keletkező CO komponensek jelenlétét mutatja meg. A hőmérséklet növekedésével a második csúcshoz tartozó CO-koncentráció csökken, ami a visszamaradt C mennyiségének csökkenésére utal. Ez azt jelenti, hogy a redukciós folyamat lezajlásához szükséges feltételek is megszűnnek.



18. ábra: A Gumi égetéséből származó füstgázösszetevők koncentrációjának alakulása a hőmérsékletváltozás függvényében

5.2.2 A tűztér hőmérsékletének hatása a füstgáz emissziós tényezőire

Ebben a fejezetben a kísérleti anyagok égetéséből származó emissziós tényezőket fogom összehasonlítani. A **19. ábra** a CO-emissziós tényezőinek összehasonlítását mutatja.



19. ábra: Kísérleti anyagok CO-emissziós tényezőinek összehasonlítása

A képződő CO komponens koncentrációját elsősorban a reakcióban részt vevő O₂ mennyisége, a tűztér hőmérséklete és az anyag gyúlékonysága, valamint az éghető komponensek reakciózónában töltött ideje befolyásolja [11][12]. Állandó levegőáramlás esetén a kvarc csőbe jutó oxigén mennyisége azonos, és a tüzelőanyagból keletkező éghető gőzök és gázok ugyanannyi időt töltenek a tűztérben.

Az égési hőmérséklet növelése – az égési anyagtól függetlenül – csökkenti a CO-kibocsátási tényező értékét, ami azzal magyarázható, hogy a magasabb hőmérséklet katalizálja a C és az O₂ közötti kölcsönhatást. Így az égés elmozdul a tökéletlen állapottól a tökéletes felé.

650 °C-on a fényes papír, a 84C/PAP, a PES és a gumi égetéséből származó CO-emissziós tényező értéke nagyobb, mint a többi anyag esetén. A gumiban adalékanyagként hozzáadott CaCO₃ égésgátló anyagként viselkedik. A CaCO₃ és a hozzá hasonló szervesetlen égésgátlók hő hatására bomlanak, nem gyúlékony gázokat eredményezve (CO₂, H₂O, SO₂ stb.), amelyek többnyire endotermikus reakciót váltanak ki. Ezáltal megvédik a polimer felületét az O₂ támadásával szemben, valamint felhígítják a gyúlékony gázfázist [272]. Tehát a gumi égésénél az adalékanyag bomlása és az aromás gyűrűs szerkezet felbontása okozza a megnövekedett CO-

kibocsátást. A PET esetében 700 °C-ig növekvő CO-kibocsátás figyelhető meg. Ebben az esetben a tüztér hőmérséklete olyan alacsony, valamint a molekulák közötti kötések olyan erősek, hogy a bevitt energia a kötési energiák felbontására fordítódik. Senneca és munkatársai [273] szerint PET esetében az atmoszférában lévő O₂-koncentrációja nem hat a pirolízis folyamat módjára, csak felgyorsítja azt. Kisebb hőmérsékleten és oxigénben gazdag környezetben végbemenő lángnélküli égést izzó égésnek nevezik [243]. Izzó égés során az oxigén közvetlenül a kondenzált fázisú tüzelőanyag felületét támadja meg [274]. Ilyen esetben sárgásfehér füstöt észleltem a kvarccsőben, mely elsősorban a PET égésére volt jellemző. A jelenség feltehetően aromás gyűrűs szerkezettel rendelkező gázfázisú vegyületeket nyomjelez [275][276].

A PET és a PES anyagok CO- és CO₂-emissziós tényezőinek különbsége a molekulák orientációjával (1D, 3D szerkezet) és a PES-ben található elasztán tartalommal magyarázható [213][214][215]. Az 1D szerkezetben elrendezett PES kötésének felbontásához kevesebb energiára van szükség.

Ezzel szemben a megnövekedett gyúlékonysági ellenállás a fényes papírnál a bevonattal, míg a 84C/PAP-nál az alumínium fólia és a bevonat együttes hatásával magyarázható, amely kisebb hőmérsékleten (650 és 700 °C-on) erőteljesebben érvényesül.

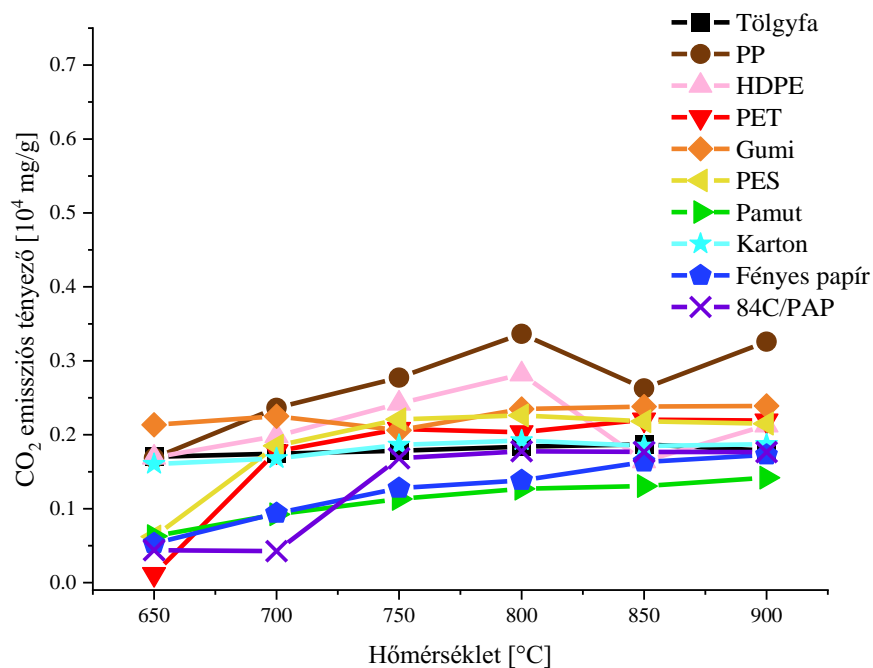
A különböző hulladéktípusok égetéséből származó tényleges kibocsátási tényezőkre vonatkozó adatok csak korlátozottan állnak rendelkezésre a szakirodalomban, és ezek az alkalmazott technológia és az égési paraméterek tekintetében is eltérőek. Ezért a jelenlegi kutatás eredményeinek összehasonlítása a többi kutatás adataival összetett feladat. A CO-kibocsátás növekedését idézi elő, ha a minta tömege a tüztér méretéhez képest nagyobb [277], ha jelentős mértékben megnöveljük vagy csökkentjük az égési levegő áramlási sebességét [278][279].

A kutatómunkám során elvégzett vizsgálatok alapján összességében elmondható, hogy a legtöbb esetben az égési levegő térfogatáram beállításától függetlenül a tölgy rendelkezik a legkisebb CO-emissziós tényezővel, azonban nagyobb hőmérsékleten a fényes papír (amely cellulóz tartalmú anyag) CO-emissziós tényezője is nullára csökken.

A **20. ábra** a CO₂-emissziós tényezőinek összehasonlítását mutatja. Míg a CO képződését elsősorban a tüztér hőmérséklete, az oxigén mennyisége, az éghető komponensek reakciózónában töltött ideje és a tüzelőanyag tömege határozza meg, addig a CO₂ képződés elsősorban a tüzelőanyag C-tartalmától függ. Minél magasabb az anyag C-tartalma, annál több CO₂ szabadul fel az égés során. Általában a tüztér hőmérsékletének növekedésével nő a CO₂

emissziós tényező értéke. A PET és a poliészter – az azonos molekula szerkezetből kiindulva – CO₂-emissziós tényezői hasonló módon változnak a különböző tüzelési beállítások során. A legnagyobb emissziós tényező értékkel minden esetben a PP, HDPE és a gumi rendelkezik, mely elsősorban a magas C-tartalmukkal magyarázható. A pamut és a fényes papír CO₂-emissziós tényezője értéke hasonló ütemben változik. A legkisebb CO₂-emissziós tényezővel is ez a két anyag rendelkezik, mivel a legkevesebb karbon bennük található.

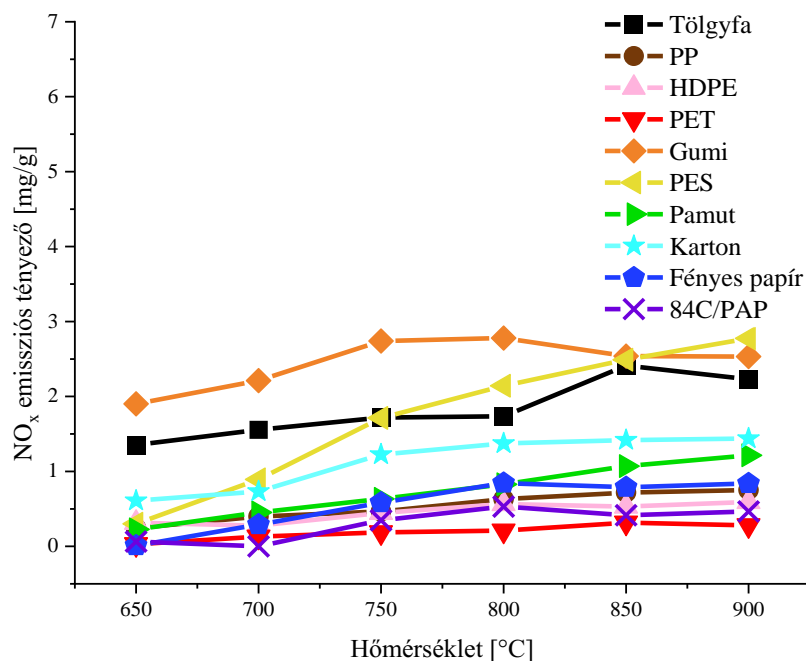
A CO₂-kibocsátási tényezőkre vonatkozó irodalmi adatok meglehetősen eltérőek az általam mértékhez képest. A pamut esetében jóval alacsonyabb értékek találhatók a szakirodalomban, azonban egyértelműen megállapítható, hogy a tüztér hőmérsékletének növelése növeli a keletkező CO₂ mennyiségét [277][278]. A poliészter égetése során is alacsonyabb CO₂-kibocsátási értékeket tapasztaltak más szerzők, azonban a CO₂-koncentrációt nem befolyásolja a tüztér hőmérséklete [280][281]. PET égetéséből származó CO₂-kibocsátás 1740 és 2300 mg/g között változott [279][282]. Az eltérések a már említett technológiai és égetési paraméterek eltéréseiből adódnak.



20. ábra: Kísérleti anyagok CO₂ emissziós tényezőinek összehasonlítása

A **21. ábra** a NO_x-emissziós tényezőinek összehasonlítását mutatja. Látható, hogy a hőmérséklet növekedésével nő az emissziós tényező értéke, függetlenül az elégetett anyag minőségétől. Azonban a legtöbb esetben a gumi égetéséből származó NO_x-emissziós tényező értéke a legnagyobb. A hulladékok égetéséből származó NO_x-emissziós tényező értékei – a

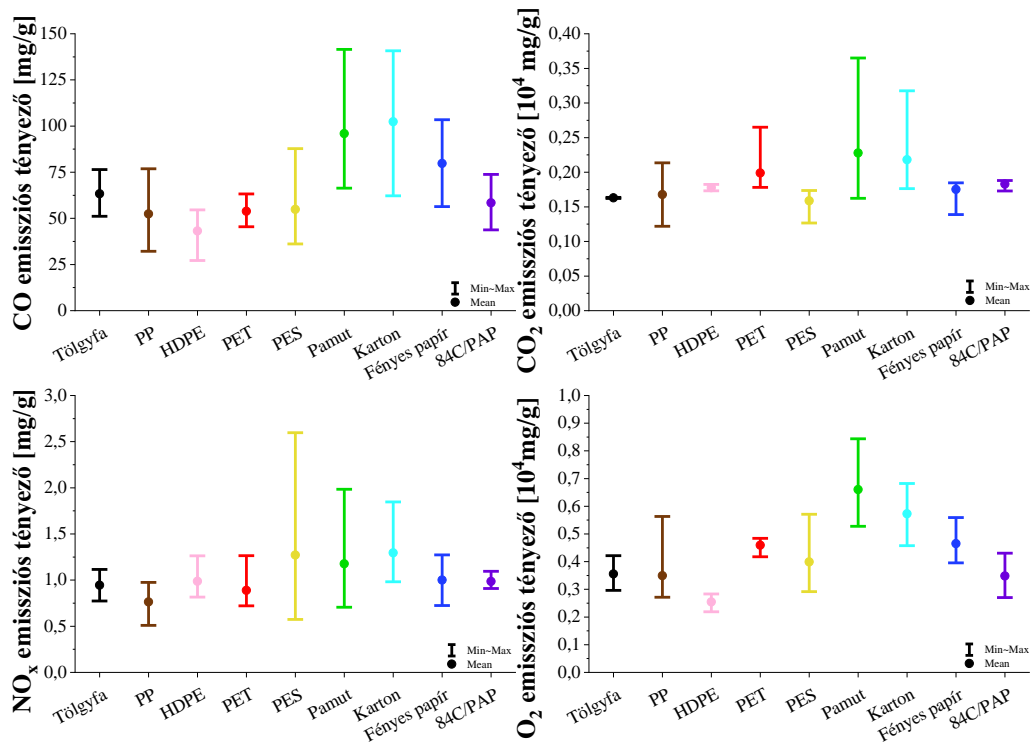
gumi, poliészter és a karton kivételével – közel azonosak. Ez az eredmény azért érdekes, mert elsősorban 1300 °C alatti hőmérsékleten csak a tüzelőanyag N-tartalmából keletkező NO_x keletkezésével kell számolni. Az elemanalízisből azonban kiderült, hogy a legnagyobb N-tartalommal a gumi rendelkezett (0,47% m/m), ezt követte a HDPE (0,35% m/m), a pamut (0,30% m/m), valamint a karton és a tölgy (0,29% m/m).



21. ábra: Kísérleti anyagok NO_x-emissziós tényezőinek összehasonlítása

5.2.3 Kazánban végzett égetési kísérletekből származó emissziós tényezők alakulása

A CO-emissziós tényezőjéből kiindulva – melyet a **22. ábra** mutat meg –, a TOTYA kazánnak 700-750 °C-os a tüztér hőmérséklete fa tüzelés esetén. A **22. ábra** diagramjain a pont az átlagot, a szélső értékek pedig a legkisebb és a legnagyobb értéket mutatják meg. Azt tapasztaltam, hogy a tölgyfánál nagyobb hamutartalommal rendelkező anyagok (pamut, karton, fényes papír, 84C/PAP) esetén nagyobb volt a CO-kibocsátás. A CO- és O₂-koncentrációk hasonló változási tendenciát mutatnak. Például a pamut és karton hozzáadásával a füstgázban nemcsak a CO-, hanem az O₂-koncentráció is jelentősen megemelkedett. Gyakorlatilag minél nagyobb a levegőtényező és minél jobb a tüzelőanyag-levegő keveredés, annál kisebb a CO-kibocsátás [7]. Ezzel ellentétesen hat a túl nagy mennyiségben bevezetett levegő, ami jelentősen hűti a tüztér hőmérsékletét, ezáltal a CO keletkezésének kedvez [172]. Ebben az esetben a CO₂-koncentrációnak is csökkennie kell, mégis pamut és karton hozzáadása esetén kaptam a legnagyobb CO₂-koncentrációkat.



22. ábra: Kazánban történő 100% m/m fa, valamint a fához 10% m/m-ben hozzáadott hulladékok égetéséből származó füstgáz emissziós tényezők alakulása

Ez azzal magyarázható, hogy a nagy hamutartalommal rendelkező anyagok, miután leégtek, szétterülnek a farakaton ezzel elzárják a primer égési levegő útját. Ezzel romlik az égés minősége, melyet a megnövekedett CO nyomjelez (13. táblázat). Mivel a primer égési levegő útja el van zárva, ezért a füstgáz ventilátor a szekunder nyíláson szívja be az égéshez szükséges levegőt, melynek következtében csökken a tüztér hőmérséklet, és növekszik mind az égési levegő, illetve a keletkező füstgáz áramlási sebessége. A gázelemző készülék által detektált CO₂ értékbe bele kell kalkulálni a levegő CO₂-tartalmát is, amely a bevitt levegőmennyiséggel nő.

A CO₂ keletkezési mennyiségét alapvetően a tüztér hőmérséklete és kiképzése, valamint a tüzelőanyag C-tartalma határozza meg. Mivel a műanyagok nagyobb C-tartalommal rendelkeznek, ugyanakkor kevesebb CO₂ keletkezik a fa együttégetése során, ezért feltételezhető, hogy ebben a kutatásban nem ez a paraméter a meghatározó.

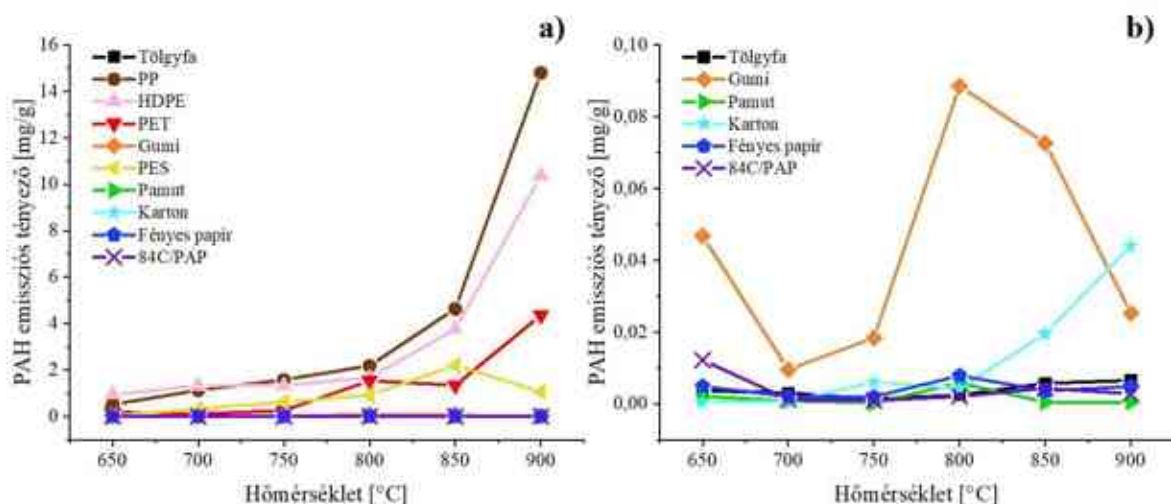
13. táblázat: A laboratóriumi és kazánal végzett égetési kísérletek eredményei alapján számított CO₂-emissziós tényezők alakulása

Anyagok	Hamu- tartalom	C- tartalom	CO komponens	CO _{2,levegővel} komponens	CO ₂ komponens	T _{fsg}	Q _{lev}	Q _{fsg}
	[% m/m]	[% m/m]	[mg/g]	[mg/g]	[mg/g]	[°C]	[dm ³ /s]	[dm ³ /s]
Tölgyfa	3,23	47,20	63,28	1629	1616	238	18,54	45,16
PP	1,05	80,47	52,36	1676	1663	287	18,44	48,89
HDPE	0,47	74,12	43,17	1775	1765	276	14,18	54,77
PET	0,07	64,64	53,83	1987	1971	235	23,79	49,14
PES	0,43	64,75	54,84	1586	1572	235	18,91	51,24
Pamut	8,52	41,83	98,86	2277	2255	205	29,47	56,21
Karton	12,83	41,24	102,35	2181	2162	218	27,08	54,78
Fényes papír	22,80	37,05	79,75	1752	1736	212	21,76	53,35
84C/PAP	5,97	52,80	58,41	1829	1816	258	18,66	49,28

5.3 POLICIKLUSOS AROMÁS SZÉNHYDROGÉNEK EMISSZIÓS TÉNYEZŐINEK VIZSGÁLATA

5.3.1 Hőmérséklet változásának hatása a PAH-ok képződésére

A különböző hulladékok égetése során a PM-alapú PAH-ok kibocsátási tényezőinek alakulását is megvizsgáltam. A **23. ábra** adatai tartalmazzák az anyagok égetéséből származó PM-alapú PAH-ok emisszióját (a **23. ábra** b) diagramján az a) diagramon 0 mg/g körül mozgó y értékek nagyításai láthatók).



23. ábra: A hulladékok égetéséből származó PAH-ok emissziós tényezőinek összehasonlítása

A mesterséges anyagokhoz képest a természetes alapú anyagokból származó PAH-kibocsátás minimális. A mesterséges alapú hulladékok esetén a termikus bomlási hőmérséklet kezdete és az anyag tömegére vetített kibocsátott PM-alapú PAH-ok mennyisége között erős kapcsolat áll fenn. A mesterséges anyagok közül az olefinek csoportjába tartozó, láncos molekula szerkezetű PP és HDPE bomlása alacsonyabb hőmérsékleteken – kisebb aktiválási energiával – indul meg, „kvázi” a leghamarabb, mely a többi anyaghoz viszonyítva nagyobb PAH-kibocsátást eredményezett az égésük során. Szakirodalmi adatok alapján a PP aktiválási energia 179-188 kJ/mol, míg a HDPE 238-247 kJ/mol között mozog [283]. A PET, PES és gumi esetében a megnövekedett PAH-kibocsátás elsősorban az aromás gyűrűs molekulaszervezethez köthető. Guan és munkatársai [284] is megállapították, hogy a dízelüzemanyag égése során keletkezett PM magasabb PAH-tartalommal rendelkezett az aromamentes biodízelhez képest. A gumi égése során, a szénhez hasonlóan, a tüzelőanyag szupramolekuláris szerkezetének pirolízise lehet a PAH fő forrása az égés során [43]. Tehát összeségében elmondható, hogy az aromás gyűrűs szerkezettel rendelkező anyagokból nagyobb eséllyel képződnek PAH-ok.

Tomsej és munkatársai [157] vizsgálataikban azt találták, hogy a fához 7%-ban adagolt PET a rákkeltő PAH-ok kibocsátásának jelentős növekedését eredményezte. Martín-Gullón és munkatársai [279] kimutatták, hogy a PET égése során kibocsátott PM-hez kötött PAH-ok mennyisége megnőtt a pirolízis során kibocsátottakhoz képest. Tehát hulladékok égése jelentős PAH-kibocsátó forrásnak tekinthető, melyet az légkörben jelenlévő oxigén tovább fokoz.

Általában a mesterséges anyagok PAH-kibocsátás növekszik a hőmérséklet emelkedésével, azonban a PES és a gumi esetében 800 és 850 °C-on emisszió csökkenés tapasztalható. Hasonló eredményekről számoltak be PVC égése során Panagiotou és munkatársai [285], valamint akril hulladék égés során Singh és Prakash [286]. Guo és Zhong [287] magyarázata alapján, a nagy hőmérséklet (>840 °C) növelheti a szén szemcse belső és külső része közötti hőmérsékletkülönbséget, ami a részecskék fragmentálódásához és porózus szerkezet kialakulásához vezet. Ez elősegíti a külső levegő átjutását és diffúzióját, ami viszont segítheti az égést és csökkentheti a teljes PAH-kibocsátást. Durlak és munkatársai [288] szerint a PAH-szint csökkenése a hőmérséklet növelésével 900 °C után a gyorsabb pirolízisnek és a gyorsabb gázfázisú égési sebességnek köszönhető, ami teljesebb égéshez vezet.

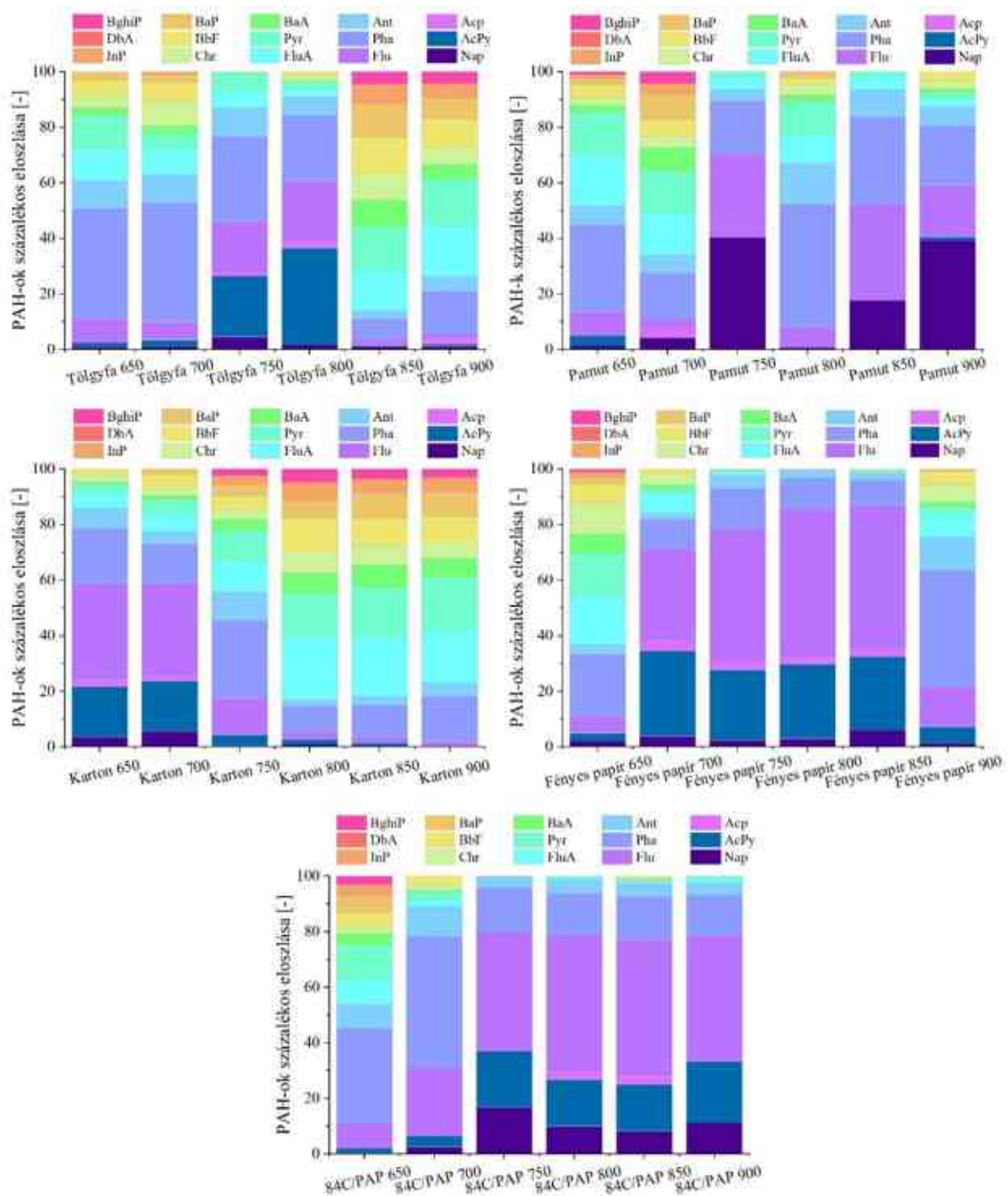
A biomassza égetése során a PAH-ok fő képződési mechanizmusát a szerkezeti anyagok pirolizációja határozza meg. Ez alatt a cellulóz és a lignin termikus bomlását kell érteni [44][289].

A cellulóz pirolízisét a többlépcsős bomlási folyamat leglassabb lépése szabályozza [290]. A 400-600 °C-os hőmérséklet-tartományban a PAH-képződési útja feltehetően egy karbonizációs folyamaton keresztül vezet. A termikus bomlás során keletkezett illékony gázok reagálnak a karbonnal, szénhidrogényköket és szénhidrogéneket termelve, melyek a későbbiek során alacsony molekula tömegű PAH-okat hoznak létre [44]. A nagy illékonyanyag-tartalmú biomassza jelenléte növeli a fenilgyökök képződését, így a PAH-kibocsátást is. Han és munkatársai [43] kísérleteiben a fa elégetésekor a PAH-ok szintézisreakcióját elősegítette a magas hőmérséklet és stabilabb, nagyobb molekulatömegű PAH-ok növekedését eredményezte.

Azonban a szerkezeti anyagok bomlása mellett számolni kell a biomasszában jelenlévő ásványi anyagok átalakulásával is. A biomassza szerves összetevői mellett a szervesetlen hamutartalom jelentősen befolyásolhatja a koromképződést. Különösen az alkálifémek tartoznak a legaktívabb fémek közé, amelyek részt vesznek a koromképződésben és az oxidációs folyamatokban, alacsony ionizációs potenciáljuk és magas katalitikus aktivitásuk miatt [59]. A párolgó alkálifajok és a korom közötti kölcsönhatás, amely jelentős hatással lehet a finom részecskék kialakulására, azonban nem teljesen ismert [59].

A **24. ábra** és **25. ábra** az általam vizsgált anyagok égetéséből származó PAH-ok százalékos eloszlását mutatja meg. A természetes anyagokból származó PAH összetétel és a hőmérséklet között nem fedezhető fel egyértelmű kapcsolat (**24. ábra**). Ez a már említett alkálifémek és alkáliföldfémek jelenlétével függ össze, ami a természetes anyagokban nagyobb mennyiségekben található meg. Kleen és Gellersledt [291] úgy vélik, hogy a különböző fémionok különböző pirolízisreakciókat mozdíthatnak elő a lignin pirolizálása során. Ez oly módon történik, hogy a fémek felszabadulása a különböző anyagok égetése során eltérő időben történik. He és munkatársai [292] megfigyelték, hogy a természetes anyagokban jelenlévő Na és K komponensek két lépcsőben távoznak az anyagokból az égetés során, míg a mesterséges anyagokból csak egy lépcsőben és viszonylag korán. Tehát a természetes anyagok esetén a fémek jelenléte csökkenti a PAH-kibocsátást is, amelyben kisebb molekula tömeggel rendelkező PAH-ok jelenléte a domináns. Az eredményeimmel ellentétesen a szakirodalomban a természetes anyagok égetéséből detektált PAH-ok között jellemzően a nagyobb

molekulatömeggel és 4 gyűrűvel rendelkező PAH-ok dominálnak, mint például a fenantrén, a pirén és a fluorantén [293][294][295].



24. ábra: Természetes anyagok égetéséből származó PAH-ok százalékos eloszlása

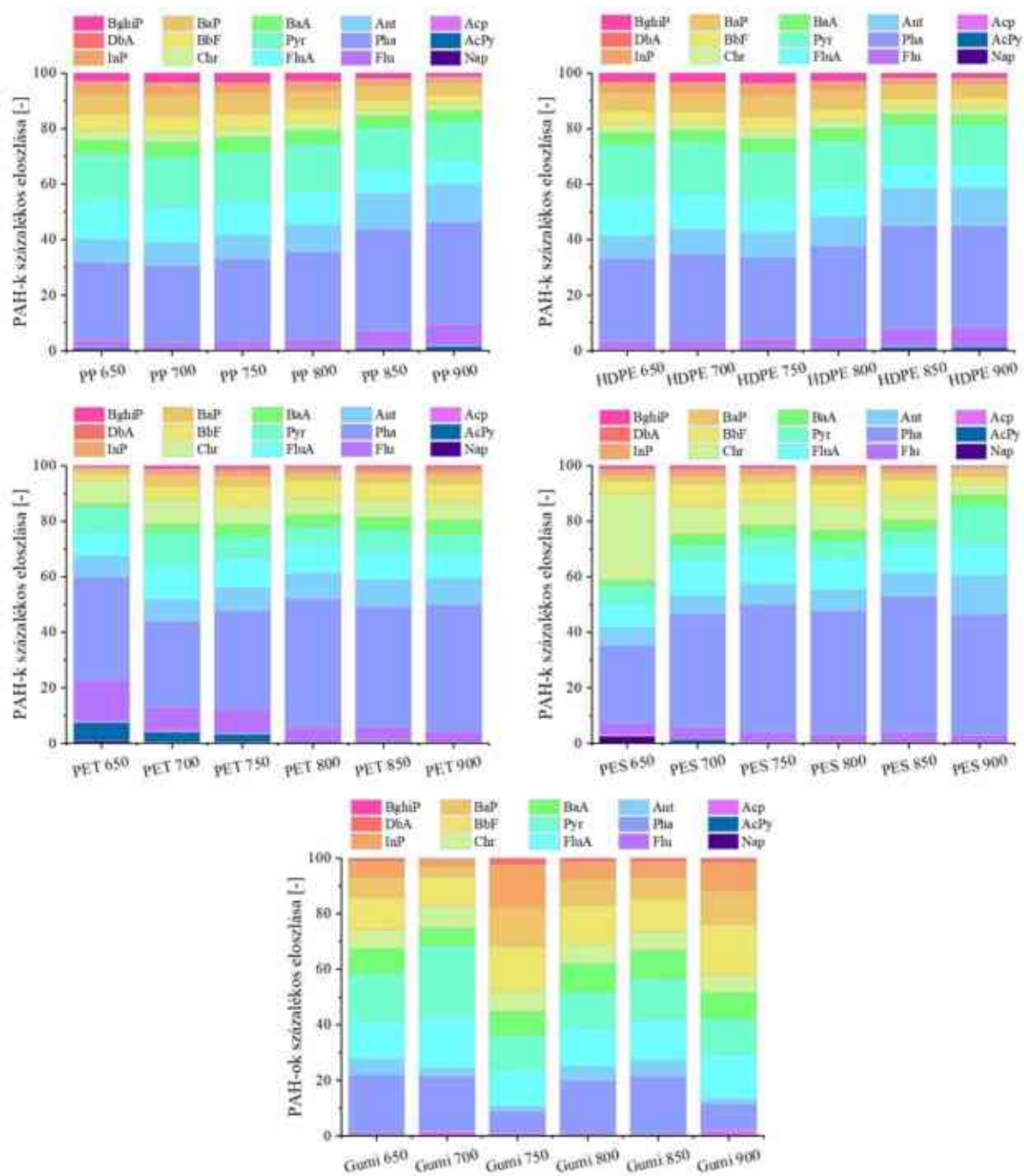
A PP, HDPE, PET és PES égetése esetén a legnagyobb mennyiségben fenantrén keletkezik, amelyet a pirén és a fluorantén követ. Gumi égetéséből származó PAH-ok között a legnagyobb mennyiségben a fluorantén és a fenantrén található meg. Ezekon kívül a nagyobb molekulatömegű vegyületek: benzo(ghi)perilén, indeno(123cd)pirén, benzo(a)pirén és krizén,

valamint az alacsonyabb molekulatömegű antracén is jelentős mennyiségben voltak jelen. Ezzel összefüggésben Li és munkatársai [33] valamint Bralewska és Rakowska [293] úgy vélik, hogy a közepes molekulatömegű (MMW; 4 gyűrűs) és a nagy molekulatömegű (HMW; 5-7 gyűrűs), alacsonyabb gőznyomású PAH-ok inkább a PM-hez társulnak (**25. ábra**). Azokban az esetekben, ahol a két- és háromgyűrűs PAH-ok dominálnak, ott a jelenlétük összefüggésbe hozható a növekvő hőmérséklettel, amely a nem kémiai hidakat megbonthatja, és a kismolekulájú PAH-ok felszabadulásához vezethet [296].

A PP, HDPE, PET és PES esetén a hőmérséklet változtatása nem, vagy csak kis mértékben befolyásolja a keletkezett szilárd PAH-ok százalékos összetételét (**14. táblázat, 25. ábra**).

14. táblázat: PP, HDPE, PET és PES anyagok égéséből származó PAH-ok százalékos eloszlása számszerűsítve

Policiklusos aromás vegyületek százalékos eloszlása				
PAH-ok	PP	HDPE	PET	PES
	[% ng/ng]	[% ng/ng]	[% ng/ng]	[% ng/ng]
Nap	0,04 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,36 ± 0,14	0,64 ± 0,60
AcPy	0,68 ± 0,19	0,72 ± 0,18	2,90 ± 1,12	0,54 ± 0,35
Acp	0,06 ± 0,01	0,07 ± 0,02	0,21 ± 0,09	0,15 ± 0,10
Flu	4,25 ± 0,86	4,57 ± 0,74	8,89 ± 2,09	3,76 ± 0,41
PhA	31,45 ± 1,74	32,67 ± 1,35	38,54 ± 2,55	40,03 ± 3,34
Ant	10,02 ± 1,03	10,61 ± 0,96	8,58 ± 0,43	8,17 ± 1,21
FluA	11,90 ± 0,90	11,26 ± 0,87	10,52 ± 0,46	11,22 ± 0,66
PyR	16,22 ± 0,71	16,46 ± 0,91	8,40 ± 0,88	7,18 ± 1,39
BaA	4,76 ± 0,24	4,32 ± 0,14	3,57 ± 0,48	3,52 ± 0,42
Chr	3,04 ± 0,22	2,64 ± 0,09	6,83 ± 0,62	12,55 ± 4,57
BbF	4,80 ± 0,53	4,25 ± 0,32	5,39 ± 0,64	6,44 ± 0,90
BaP	6,46 ± 0,55	6,24 ± 0,41	3,01 ± 0,33	2,58 ± 0,25
InP	3,25 ± 0,42	3,03 ± 0,35	1,43 ± 0,14	1,70 ± 0,24
DbA	0,23 ± 0,02	0,19 ± 0,01	0,48 ± 0,12	0,62 ± 0,10
BghiP	2,83 ± 0,34	2,95 ± 0,35	0,90 ± 0,10	0,88 ± 0,11

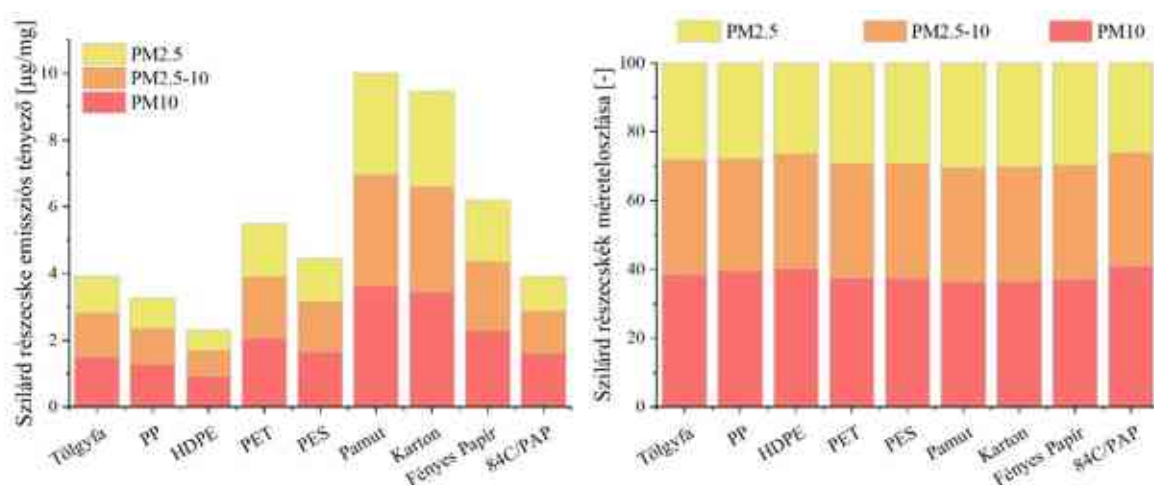


25. ábra: Mesterséges anyagok égetéséből származó PAH-ok százalékos eloszlása

5.3.2 Kazánban végzett égetési kísérletek során emittálódott és visszamaradt PAH vegyületek emissziója

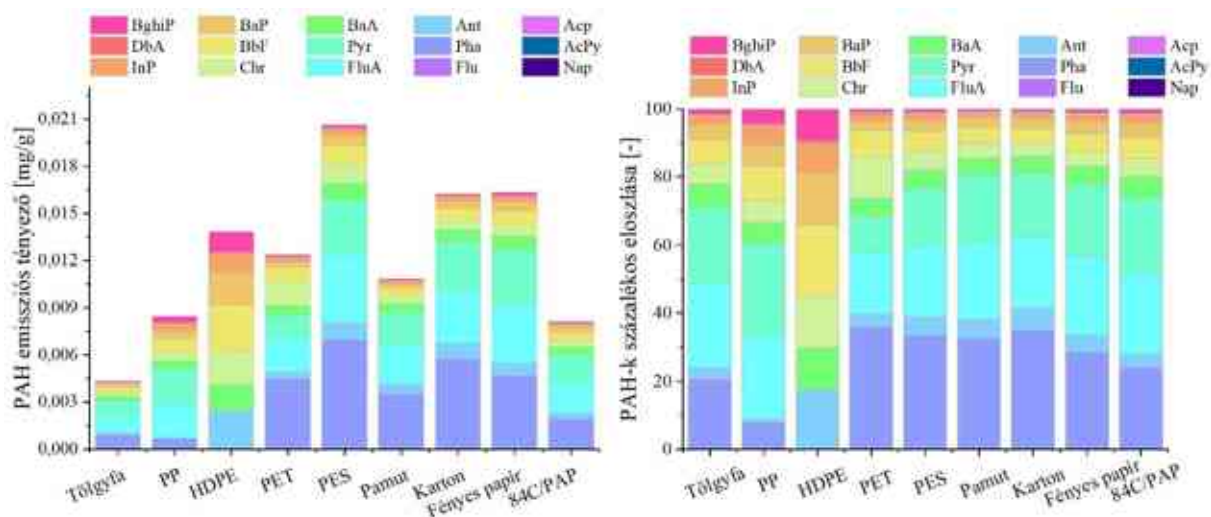
A kazánban végzett vizsgálatok során lehetőség adódott a tüzelés során emittálódott szilárd részecskék méretének osztályozására. Ez a fajta mérés a laboratóriumban végzett kísérletek esetén a minták kis tömege miatt nem volt kivitelezhető.

A hulladékok együtt-égetése befolyásolta a kibocsátott PM-ek mennyiségét, ugyanakkor a különböző méretű PM-ek tömeg szerinti százalékos eloszlása nem változott (**26. ábra**). A szilárd részecskék, CO- és O₂-emissziós tényezői között szoros kapcsolat áll fenn (**5.2.3 Kazánban végzett égetési kísérletekből származó emissziós tényezők alakulása - 22. ábra**), ugyanis változási tendenciájuk hasonló. A tökéletlen égés indikátorainak a CO mellett a PM-eket és a PAH-okat tekintik [169]. Azonban a közöttük lévő kapcsolat nem ennyire egyértelmű. Habár néhány tanulmányban a PM és a CO között erős összefüggést találtak [297], Carter és munkatársai [298] szerint ez a szoros kapcsolat nem írható le aránypárral vagy egyéb mérőszámokkal.



26. ábra: Szilárd részecskék tüzelőanyag tömegére vetített kibocsátása és különböző méretű PM-ek tömeg szerinti százalékos eloszlása kazánnal végzett kísérletek során

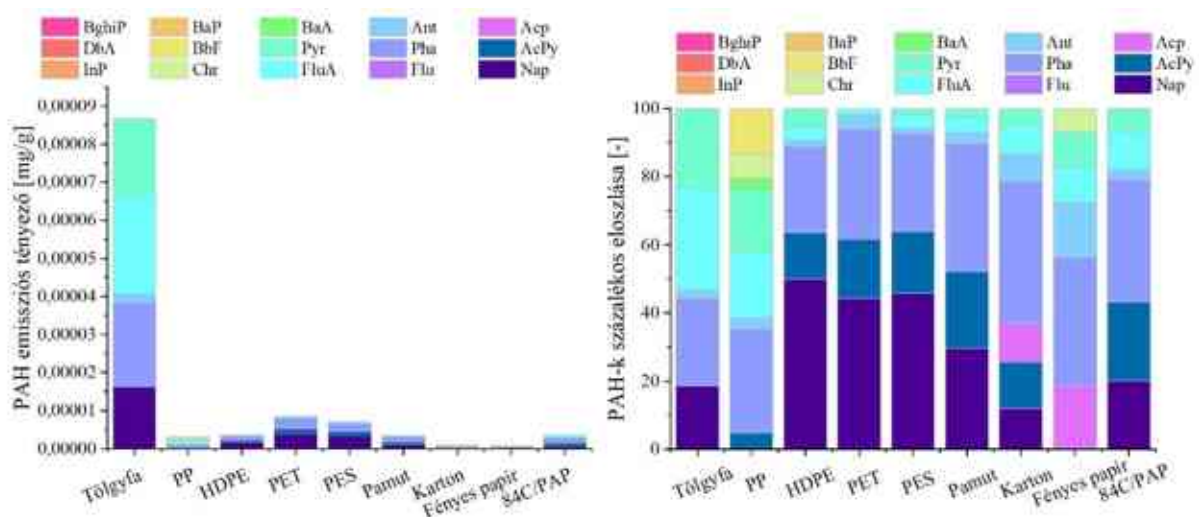
A **27. ábra** adatai egyértelműen megmutatják, hogy az együtt-égetés a PAH-ok mennyiségét növelte, ugyanis a hulladékok égetéséből több szilárd halmazállapotú PAH keletkezik (**5.3.1 Hőmérséklet változásának hatása a PAH-ok képződésére**), mint a fa égetéséből. Egyes esetekben - mint például textil csoport -, a kazánba beadagolt hulladék térfogata túlságosan nagy volt, így lezárta az égési levegő rostélyon át történő áramlását, ezáltal lefojtotta az égést. A papír csoport esetében a még el nem égett tűzifán visszamaradt nagy mennyiségű hamu okozta a tűz lefojtását. Ezek a kedvezőtlen feltételek tovább növelték a PAH-ok keletkező mennyiségét.



27. ábra: Kvarcszálás szűrőn fennakadt PAH-ok mennyisége és százalékos eloszlásuk kazánban végzett égetési kísérletek esetén

A PP és HDPE habár a fához adagolt mennyiségük nem tűnik számottevőnek (10% m/m), mégis jelentős mértékben befolyásolja a keletkezett PAH-ok összetételét. A tisztán PP-ből és HDPE-ből keletkezett PAH-ok mennyisége 4 nagyságrenddel nagyobb, mint a fából keletkezőé. Ezen felül a keletkezett mennyiségben inkább a 4-5 gyűrűvel rendelkező vegyületek dominálnak, ezért az együtt-égetésük során is nehezebb molekulatömegű vegyületek képződése felé tolódik el a mechanizmus.

Nguyen és munkatársai [299] kimutatták, hogy a visszamaradt szilárd termékben a hőmérséklet növekedésével nőtt a PAH-ok mennyisége. Tehát a hamuban visszamaradt PAH-ok is a tüzelőanyag szerkezetéből alakulnak ki és kilépésüket a tüzelőanyagból az O_2 -nel történő reakciójuk segíti elő. Azt tapasztaltam, hogy jelentős mennyiségben maradnak vissza PAH-ok a tiszta fa hamujában, ahol elsősorban a 3-4 gyűrűs vegyületek dominálnak (**28. ábra**). A fához 10% m/m-ban hozzáadagolt hulladékok csökkentik a PAH-ok mennyiségét, azaz feltételezhetően olyan környezetet alakítanak ki, melynek segítségével felbomlanak azok a kötések, amelyek a tüzelőanyag szerkezetében tartották őket. Megjegyzendő, hogy SEM-EDAX segítségével a tiszta fa hamujában nagyobb mennyiségű C-t detektáltunk a többi hamu elemösszetételéhez képest. Enell és munkatársai [300] a hamuban detektált PAH és C-tartalom tekintetében hasonló következtetést vontak le. Megállapították, hogy a PAH-tartalom mellett a C-tartalom is az égési hatékonyság nyomjelzője, ugyanis minél több C vagy PAH marad vissza a hamuban, annál rosszabb égési körülményeket feltételezhetünk.



28. ábra: Hamuban visszamaradt PAH-k mennyisége és százalékos eloszlása kazánban végzett égetési kísérletek esetén

A hulladékoknak a fával történő együtt-égetése nem csak a hamuban lévő PAH mennyiségét csökkentette, de megváltoztatta azok százalékos összetételét is. Míg a tölgyfa hamuban 3 vagy annál több gyűrűvel rendelkező PAH-k dominálnak [301], addig a PP kivételével, a hozzáadagolás a PAH gyűrűk számának csökkenését eredményezte. A HDPE, PET és PES esetében jelentős mértékben megnőtt a naftalin mennyisége a többi vegyülethez képest. Johansson és Bavel [302] szintén arról számoltak be, hogy a hulladékok égetéséből visszamaradt hamuban jelentős mennyiségű naftalin található.

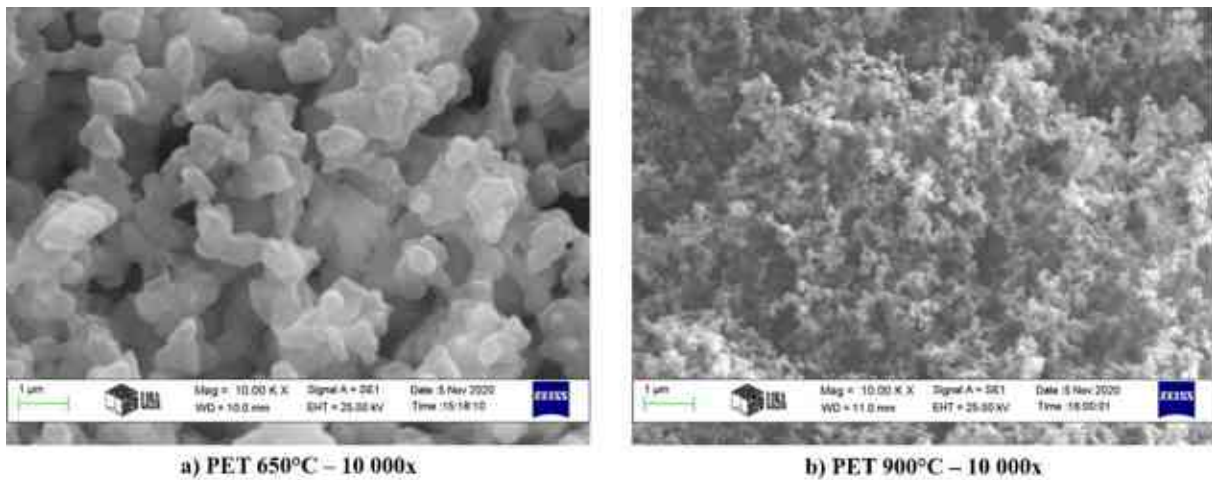
Mivel a hamuból visszamaradt PAH-ok nem oldódnak ki könnyen [300], ezért detektált mennyiségük az égési minőség meghatározásának egyik fontos összetevője lehet.

5.4 HULLADÉK ANYAGOK ÉGETÉSÉBŐL SZÁRMAZÓ SZILÁRD RÉSZECSKÉK MORFOLÓGIÁJA

5.4.1 Laboratóriumi vizsgálatokból származó szilárd részecskék morfológiája

Laborméretű kemencében végzett vizsgálataim során azt tapasztaltam, hogy 650 °C-on a PET-ből származó szilárd részecskék egybeforrtnak gömbös szerkezetet alkottak, míg a 84C/PAP anyagnál a kvarcszálalás szűrő szálaira és azok közé hártás réteg rakódott le, melyeken helyenként 2 µm nagyságú szabályos gömbök helyezkedtek el. Feltételezésem szerint ezen a hőmérsékleten a 84C/PAP esetén a kompozit anyag alumínium tartalma gátolta a papír tökéletes égését, míg a PET esetében a bevitt energia jelentős része a gyűrűs szerkezet felbontására irányult. Lényegében 650 °C-on a PET nem égett, ugyanis a CO- és CO₂-kibocsátása a többi

anyagéhoz képest közel 0 volt. A PET és a 84C/PAP égetése során emittálódott szilárd részecskék morfológiáját a **29. ábra** és **30. ábra** képei szemléltetik.

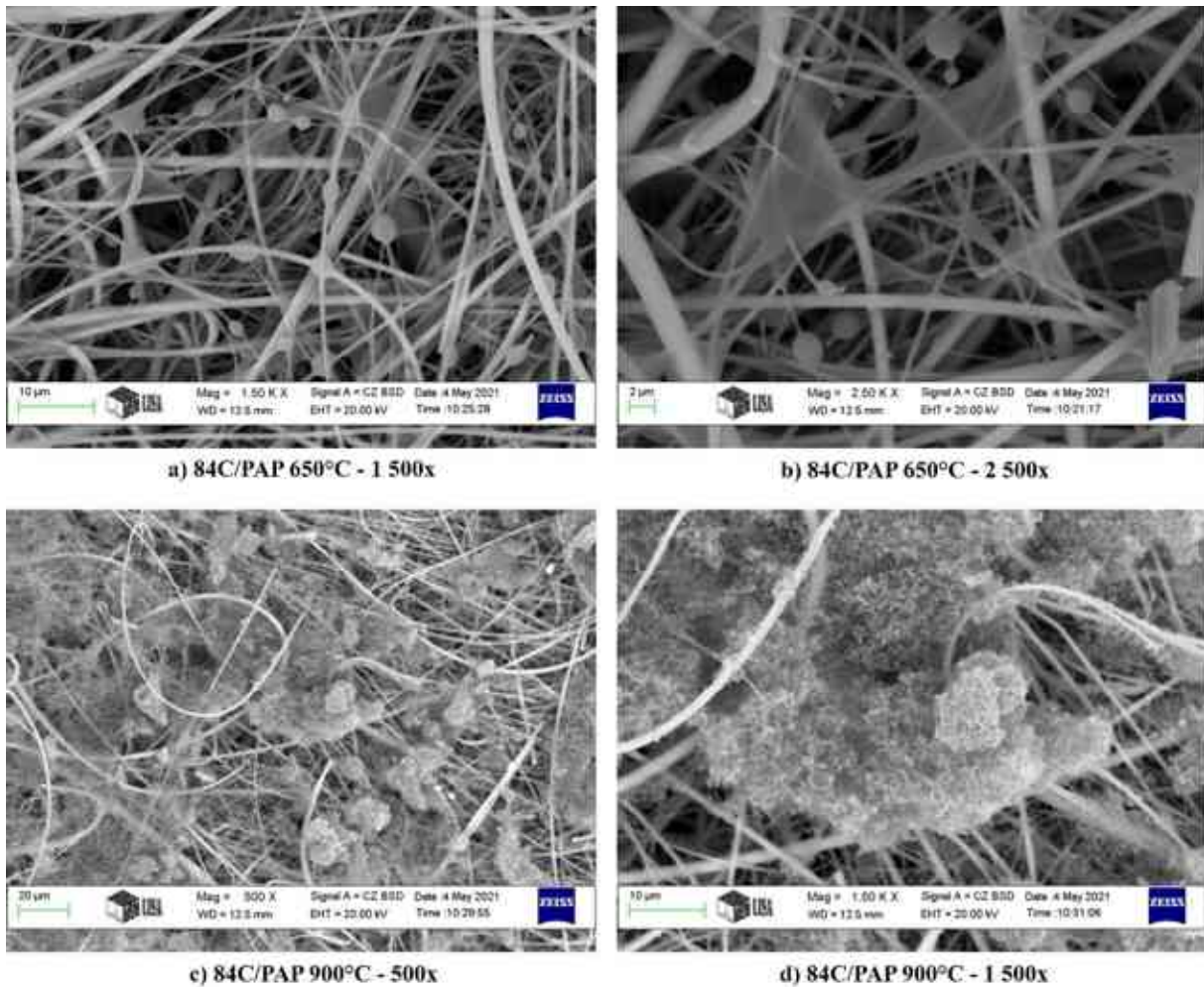


29. ábra: PET égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

Ahogy korábban is említettem, ez a típusú lerakódás a szakirodalmi források alapján alapvetően pirolízis és tökéletlen égés esetén fordul elő. Hasonló eredményre jutottak Makonese és munkatársai [303], akik lakossági széntüzelésből származó aeroszolok morfológiáját tanulmányozták. Azt tapasztalták, hogy az alacsony hőmérsékletű égetésből származó aeroszolok a szűrővel való érintkezéskor folyékony halmazállapotban voltak, így a szűrő szálaira lekondenzálódtak, szövedékszerű konglomerátumokat alkotva.

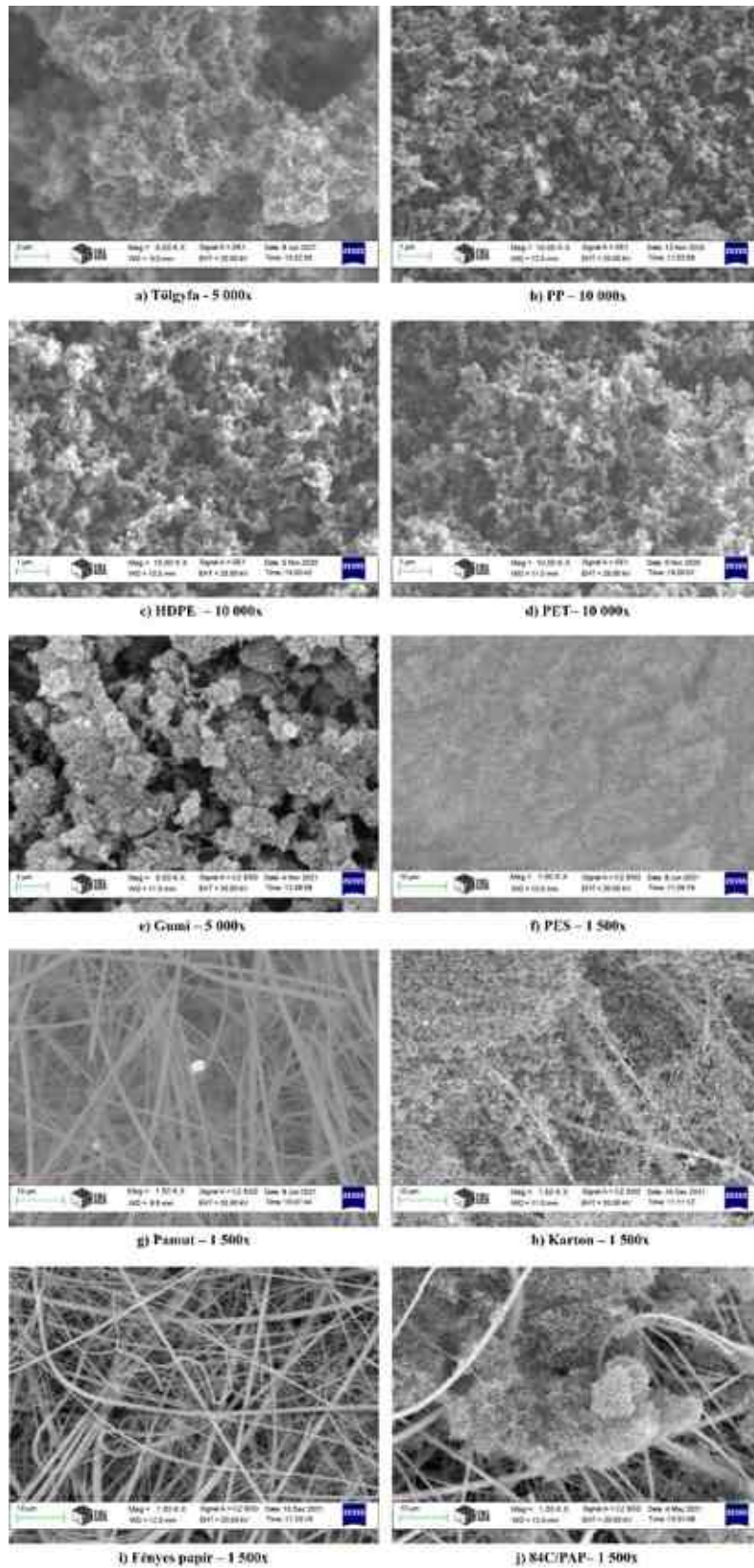
Hasonlóan a 84C/PAP 650 °C-on történő égetése során emittálódott szilárd részecskék morfológiájához, Li és munkatársai [304] kutatásaiban a szennyvíziszapból származó pirolízis gáz egy része lekondenzálódott a szűrőre, ami helyenként gömbös szerkezetet vett fel. Ez a hasonló morfológia 300-500 °C-os pirolízis hőmérséklet esetén jelent meg. Atiku és kutatótársai [305] hasonló eredményre jutottak a tüzelési ciklus intenzív égési és füstölő szakaszában keletkezett szilárd részecskék keletkezésének kutatása során. A füstölő szakaszból származó minták esetén a szerves vegyületek/barna karbon (OC/BrC) amorf kátrányszerű anyagként rakódtak le a szűrőre. Ennek a kátránynak a TGA-elemzése azt mutatta, hogy 83% m/m illékony anyagból állt.

Mindezek alapján kijelenthető, hogy az egybeolvadt gömbös részecskéket vagy folyadékszerű réteglarakódásokat mutató morfológiák alacsony hőmérsékleti körülményekre utalnak. Ezek a morfológiák elsősorban az anyag termikus bomlási fázisából származnak, amelynek során illékony szerves vegyületek szabadulnak fel a mintákból.



30. ábra: 84C/PAP anyag égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

Az említett kátrányos morfológiát leszámítva a laborméretű égetési kísérleteknél kibocsátott szilárd részecskék morfológiája alapvetően gömbös szerkezetű volt, melyek láncos agglomerátumokba tömörültek (**31. ábra**). A műanyag égetésből származó PM vizsgálatok során más szerzők is hasonló morfológiákat figyeltek meg. A műanyagok égetését Shemwell és társai [306] is tanulmányozták. Kísérleteik során az általam is eredményül kapott **31. ábra** SEM felvételeihez hasonló textúrájú szerkezeteket kaptak. Gumi égetésből származó gömbös-hálós szerkezetű szilárd részecske morfológiáról számoltak be Caponero és kutatótársai [307], valamint Huang és kutatótársai [308] is. Liu és kutatótársai [309] szerint a koromaggregátumokban lévő primer gömbök közötti határok nem voltak egyértelműek, mivel a koromrészecskéket C-t, kisebb mennyiségű O-t és Si-t tartalmazó szerves hártya vonja be. Tumolva és munkatársai [87] szerint műanyag égetésből kisebb átmérővel rendelkező koromrészecskék keletkeztek, mint a fa égetésnél, azonban a fraktálszerkezet mindkét esetben megmaradt.



31. ábra: A hulladékok 900 °C-on történő égetése során kibocsátott szilárd légszennyezők morfológiája

Összefoglalásként elmondható, hogy a különböző anyagok égetéséből származó és a füstgázba kerülő szilárd részecskék gömb formájúak, és a hőmérséklet növelésével egyre inkább hálós

szerkezetbe állnak össze. A hálós szerkezet sűrűbbé válik, ha a gömb alakú szemcsék átmérője csökken, ugyanis a kisebb szemcseméret a két szemcse közötti kapcsolódási távolságot is lerövidíti. A tölgyfa, PET, gumi, karton és 84C/PAP esetében a tüztér hőmérséklet növekedésével a hálós szerkezet sűrűbbé válik, ami a gömb alakú szemcsék átmérőjének csökkenésével és/vagy PAH-ok keletkezésével és növekedésével magyarázható.

A szemcseméret csökkenés PET, karton és 84C/PAP esetében volt a legdrasztikusabb. 650 °C-on történő karton égetésből származó mintán csak elvétve találhatók szilárd részecskék, melyek szinte minden esetben ~10 µm átmérővel rendelkeznek. Ezek a részecskék főként a papírból az égés során leszakadó lemezes szerkezetű darabok. A hőmérséklet növelésével PP, HDPE és PES esetén nem tapasztalható számottevő változás a térbeli szerkezetben és a szemcseméretben sem. A szilárd részecske kibocsátás tekintetében a többi anyaghoz képest a pamut és a fényes papír relatíve tiszta forrásnak tekinthető. A pamut esetén nagyon ritkán egy-két szemcse található a szűrőn, melyek mérete a hőmérséklet növekedésével csökken. Tehát a fényes papír égése olyan heves, hogy nem képződik korom.

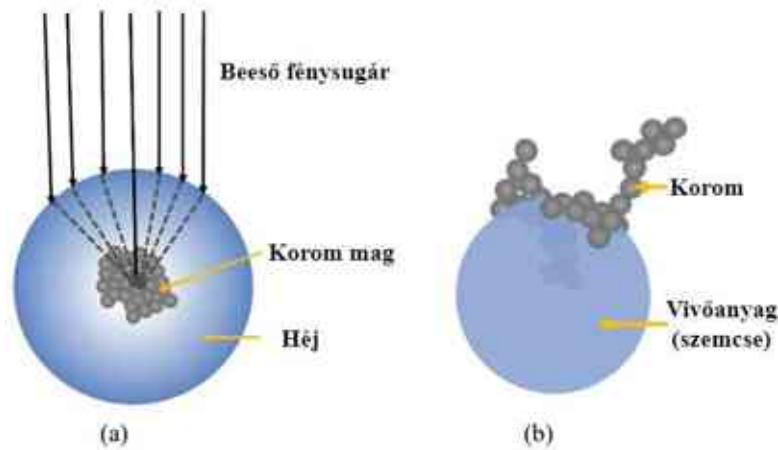
5.4.2 Kazánban végzett tüzelési vizsgálatokból származó szilárd részecskék morfológiája

Míg a laboratóriumi égetési kísérletek során kibocsátott szilárd részecskék morfológiai vizsgálatánál a kátrány lerakódásokkal, valamint kátránygömb és a koromrészecskék megjelenésével kell számolni, addig a valós lakossági égetésből emittálódott szemcsék számos alakot felvehetnek. A már ismert láncos agglomerátumokba tömörült koromrészecske-képződés (soot) a PP és a HDPE esetében látható, ahol a korom és a szervesetlen lerakódott kristályos szerkezet élesen elhatárolódik egymástól (**33. ábra**).

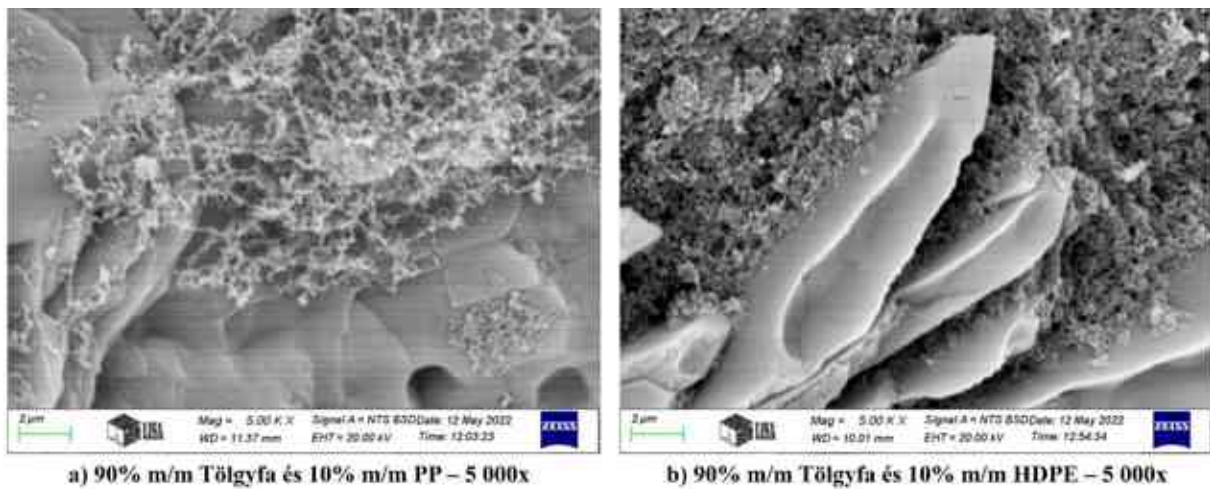
Ezek az anyagok viszonylag nagy C-tartalommal rendelkeznek, ezáltal magasabb hőmérséklet érhető el velük a tüztérben. A magasabb hőmérséklet kedvez a szervesetlen kristályok kialakulásának. Bhandari [310], valamint Luo és munkatársai [311] szerint a koromaggregátumok képesek más kémiai komponensekkel, így szervesetlen és szerves anyagokkal keveredni, ami összetettebb morfológiához vezethet. Ezek a morfológiák kétféle formában jelenhetnek meg: a koromszemcséket a kondenzálódó anyagok teljesen vagy részben bevonják; vagy a koromszemcsék a koagulált részecskékhez kapcsolódhatnak (**32. ábra**). A koromaggregátumok felületén lévő bevonat koaguláció és kondenzáció révén jöhet létre. Ezek a kapcsolódások a mintáim vizsgálataim során fellelhetőek voltak.

A frissen kibocsátott koromrészecskék általában hidrofób jellegűek, azonban a felületüket bevonó szerves és szervesetlen anyagok hidrofíllé teszik őket [312][313]. A koromrészecskék

láncos fraktálszerű morfológiája aktív helyeket biztosít a felülethez történő kötődéshez, mint például más kémiai fajok adszorpciójához és lerakódásához [314][315]. Azonban a bevonat létrejöttét követően tömbös szerkezetet vesznek fel [310]. Hasonlóan viselkedhetnek a kátrányagglomerátumok is.



32. ábra: A koromrészecskék megjelenési formái: (a) kondenzált anyagok által bevont, (b) koagulált részecskékhez kapcsolódott [310]

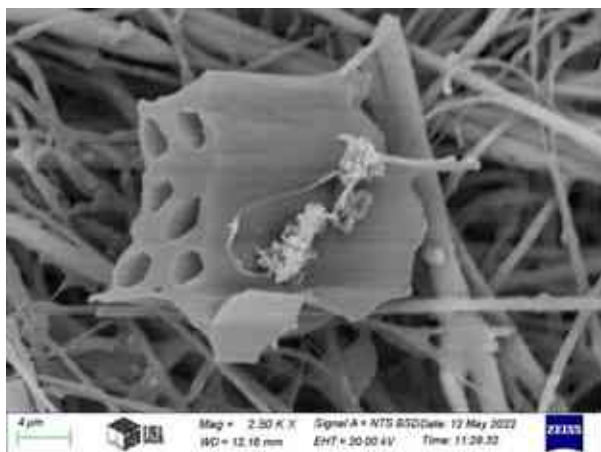


33. ábra: Szervetlen kristályos részecskékhez kapcsolódott koromagglomerátumok

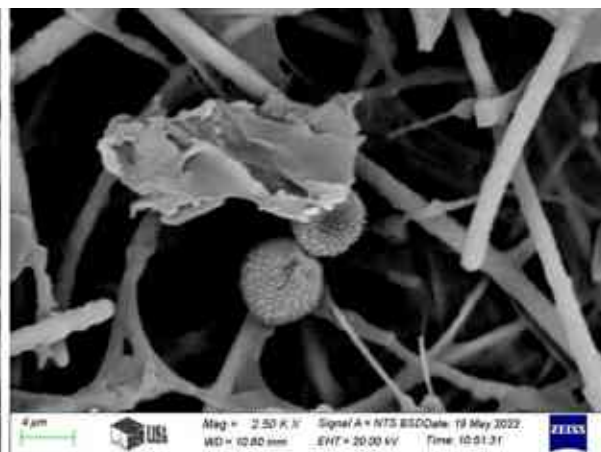
Atiku és kutatótársai [305] azt vizsgálták, hogy a tüzelőanyagok tulajdonságai (eltérő elemösszetétel, fizikai tulajdonságok), milyen módon hatnak a keletkezett korom összetételére. A tüzelés lángoló szakaszában a fekete karbon kibocsátás dominált. A fekete karbon gömb alakú részecskékből állt és az ismert agglomerátumláncokba tömörült. Torvela és kutatótársai szerint [316] a fa égetésből származó szilárd részecskékkel emitálódott hamualkotók mennyisége nő a hőmérséklet növekedésével. Megfigyelték, hogy az elsődleges hamurészecskék (másnéven szállópor agglomeráció) szinterezés, nagyobb részecskékre történő lerakódás vagy gáznemű szénhidrogének kondenzációja révén növekedtek. A

koromaggregátumok keletkezéséhez erőteljesen hozzájárulnak a tüzelőanyagban megtalálható szervesetlen vegyületek, mint például a Na, és a K [174]. Hunter és kutatótársai [317] fa égetésből származó füstreszecskek pásztázó elektron mikroszkópos vizsgálata során hasonló morfológiával rendelkező szerkezetet figyeltek meg.

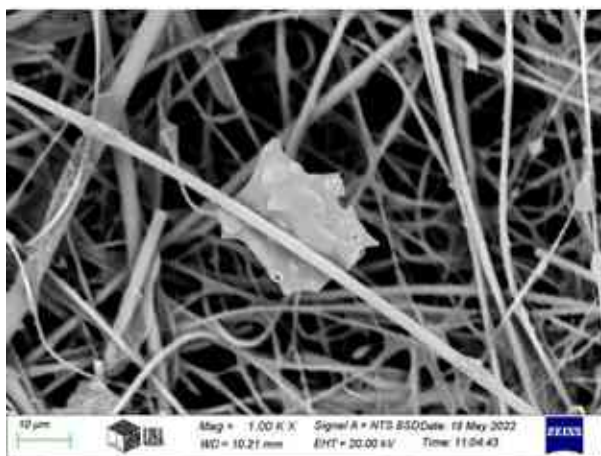
Egyes esetekben a tüzelőanyag szerkezetéből leszakadt szabálytalan szemcsék is megjelenhetnek a szűrőn (**34. ábra**). Lyubov és munkatársai, lakossági kazánban végzett kísérletek során az emittálódott részecskéket vizsgálva, hasonló, éles szerkezettel rendelkező morfológiákat fedeztek fel, melyeket elsősorban kristályos szerkezeteknek tekintettek [318]. Franus és munkatársai [319] szénégetésből származó szállóporban fedeztek fel el nem égett karbontartalmú anyagokat. Rabacal és kutatótársai szerint [320] a szabálytalan agglomerátumok jellemzően el nem égett karbonból és nem illékony, valamint bizonyos mértékig illékony vegyületekből állnak, ami azt jelzi, hogy a biomassa pirolíziséből visszamaradt szilárd termékben lévő hamualkotók az égés során még a tüzelőanyag-ágyban agglomerálódnak, majd heterogén kondenzációval alkáli-kloridok és szulfátok keletkeznek a felszínén, amelyek a későbbiek során kibocsátódnak a füstgázzal. Yao és munkatársai [321] szerint a szénégetésből származó szabálytalan töredékek főként el nem égett szénből, anhidrátból és kalcitból áll. A lakossági kazánban elérhető viszonylag alacsony hőmérsékleten (850-900 °C) a szénben lévő ásványok többsége nem olvad, hanem csak meglágyul.



a) Tölgyfa – 2 500x



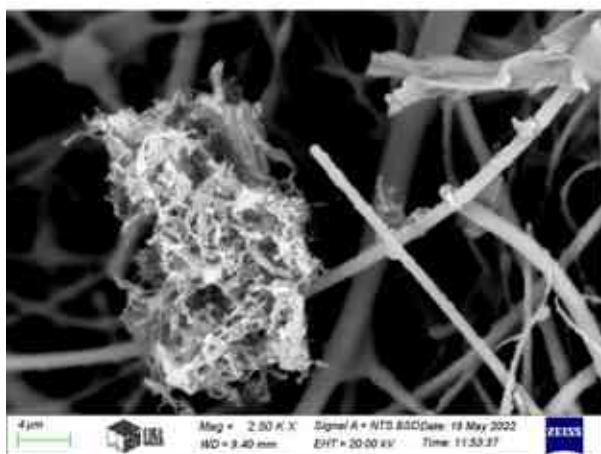
b) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m 84C/PAP – 2 500x



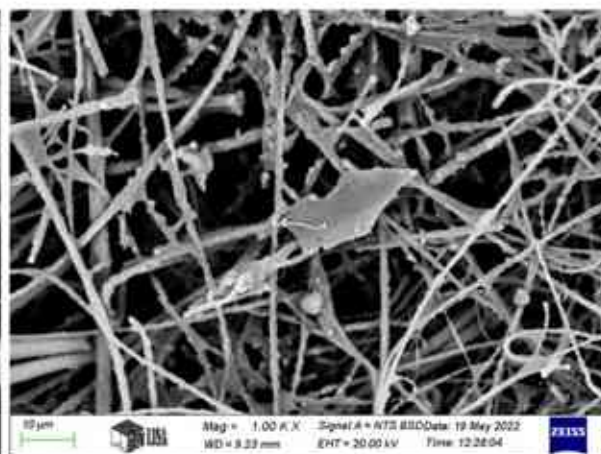
c) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Karton – 1 000x



d) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Fényes papír– 1 000x

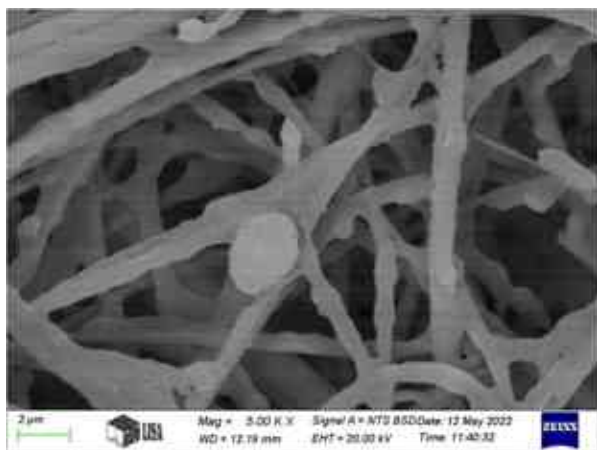


e) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Pamut – 2 500x

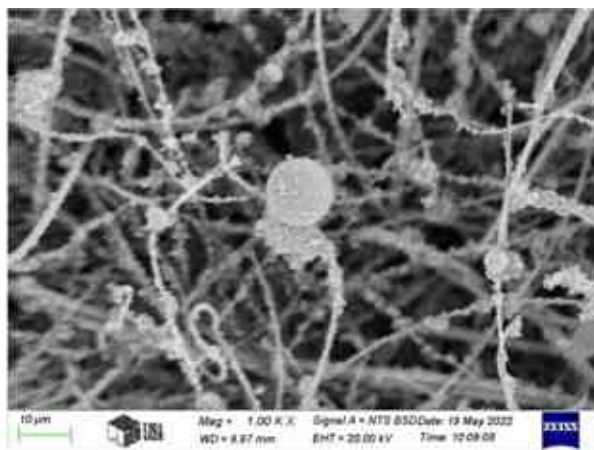


f) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PES – 1 000x

34. ábra: A tüzelőanyag szerkezetéből leszakadt szabálytalan szemcseszerkezetek



a) Tölgyfa – 5 000x



b) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PET – 1 000x



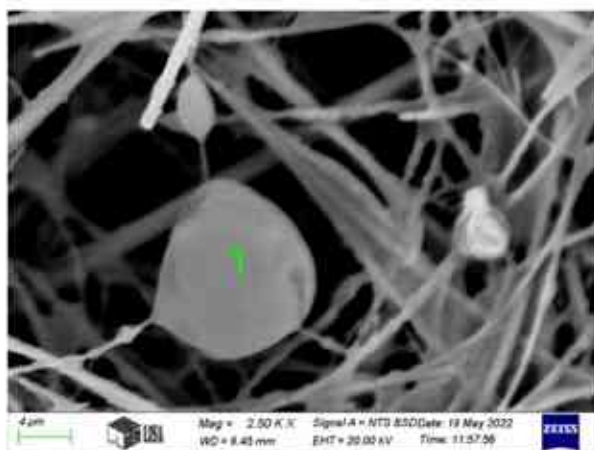
c) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m 84C/PAP – 5 000x



d) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Fényes papír – 5 000x



e) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Pamut – 1 000x

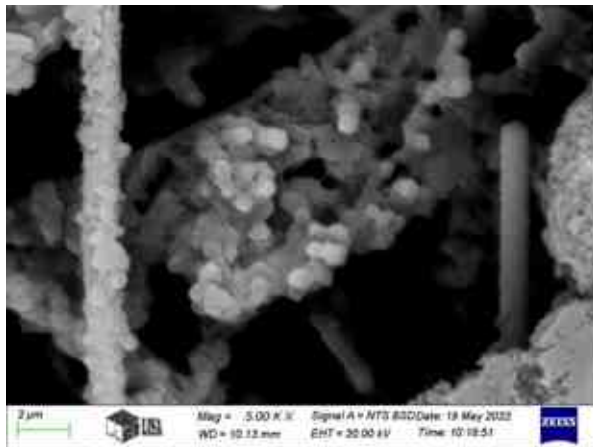


f) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Pamut – 2 500x

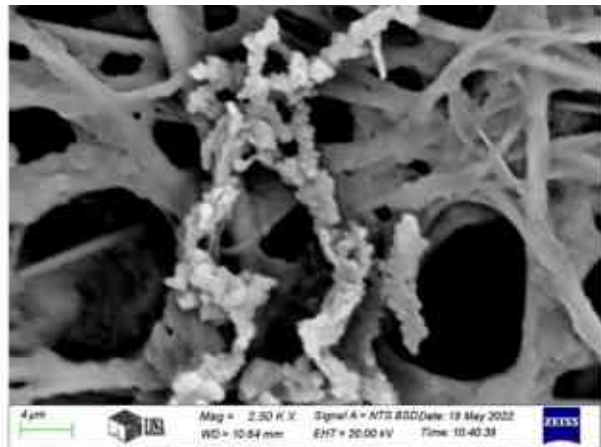
35. ábra: Nagyméretű gömbös morfológiák (a),c),e) ásvány gömbök; b),d),f) kátrány gömbök)

A **35. ábra** a szilárd részecskék között detektált nagyméretű gömbös morfológiákat mutatja be. Az első oszlop Ca-Si ásvány gömböket, míg a második oszlop a nagy C-tartalmú kátrány gömböket szemlélteti. A kátrány gömbök nagy valószínűséggel szervesen bevonatot

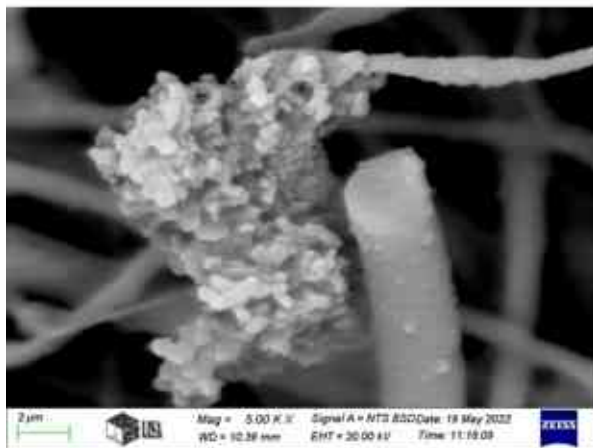
tartalmazznak, ugyanis detektálható mennyiségben jelenik meg a Si, Na, K és a Ca. Ugyanolyan összetételű hulladék-tüzelőanyag keverék égetése során a szűrőkön egyidőben megtalálhatóak a kátránygömbök és az ásványi gömbök is (pamut, 84C/PAP).



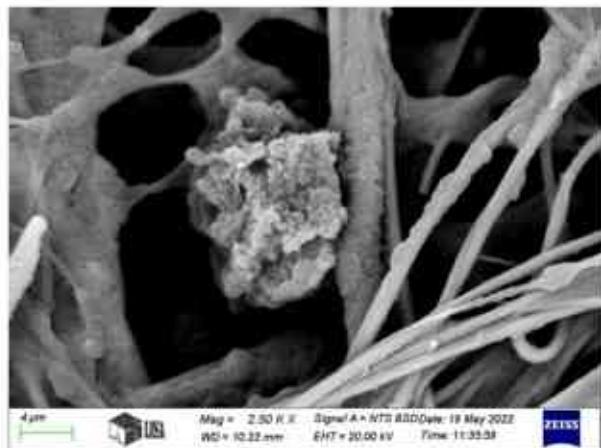
a) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PET - 5 000x



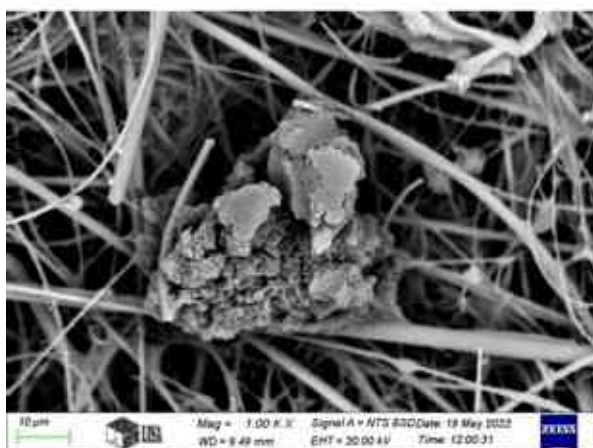
b) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m 84C/PAP – 2 500x



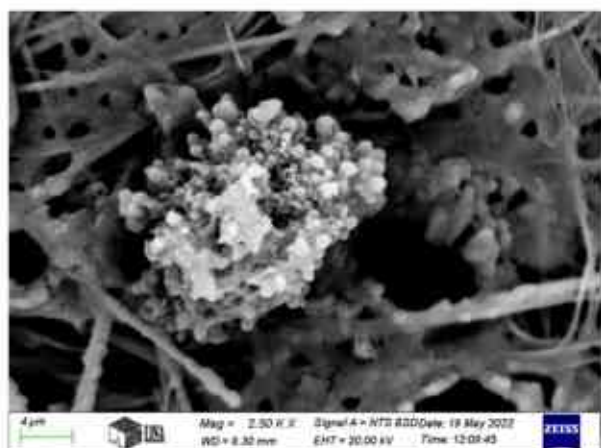
c) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Karton – 5 000x



d) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Fényes papír– 2 500x



e) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Pamut – 1 000x



f) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PES – 2 500x

36. ábra: Kátrány agglomerátumok szeretlen bevonattal

A hulladékok hozzáadásával (kivétel PP és HDPE) nagyobb méretű gömbös szerkezettel rendelkező tömböket detektáltam a szűrőkön. Mivel a gömbök viszonylag nagyméretűek voltak, ezért elsősorban kátránygömb agglomerátumokként lehetett azonosítani ezeket a morfológiákat (**36. ábra**). Girotto és munkatársai [86] szerint egy részecskét akkor tekinthetünk agglomerátumnak, ha 8 vagy több gömbből áll. Zangmeister és munkatársai [322] szerint a 2-7 gömböt tartalmazó részecskék köztes növekedési fázisban vannak, mielőtt agglomerátumot alkotnának.

Habár sokan úgy gondolják, hogy a kátránygömbök nem alkothatnak tömbös szerkezetet [81][80][323], Yuan és társai [324], valamint Corbin és Gysel-Beer [325] ennek az ellenkezőjére mutattak példát, ahol kátránygömbök más anyaggal alkotott agglomerátumként is megjelentek.

Mivel a kátránygömbök főként C-ből és O-ból állnak, és csak nyomokban tartalmaznak szerves alkotókat (N, K, Si és S [94]), ezért kijelenthető, hogy a kátránygömb tömböket szerves bevonat fed, melynek összetétele hulladék-tüzelőanyagokként változik. A fényes papír kivételével, ahol a Ca erősen dominál, a bevonat fő komponensei közé a Si és K tartozik, kis mennyiségben pedig Na és S is megtalálható bennük. Leskinen és munkatársai [326] magyarázatának megfelelően a biomassza hatékony elégetéséből származó részecskék túlnyomórészt a tüzelőanyag hamutulajdonságainak megfelelő különböző alkáli sókból állnak. Ezért a kibocsátott szilárd részecskék erősen szinterezett szabályos láncos szerkezetbe tömörülnek. Liu és kutatótársai [309] a karton égetéséből származó szilárd részecskék transzmissziós elektronmikroszkóppal történő elemzése során azt tapasztalták, hogy az elsődlegesen képződött részecskék 91%-a szabálytalan alakú szerves anyag-tartalmú részecske, amelyek C-t és O-t, valamint kisebb mennyiségű Si-t tartalmaztak. A szinterződési fok az alkáli-só keverékben lévő szulfát-, klorid- és karbonátvegyületek arányától függően változhat.

Valószínűsíthető, hogy ezek a kátránygömb tömb-agglomerátumok jelentős mennyiségű PAH-ot tartalmaznak, ugyanis a fatüzelés során (ahol ez a morfológia típus nem volt detektálható) kaptam a legkisebb PAH-emissziós értékeket.

6 ÖSSZEFOGLALÁS, A KUTATÁS TOVÁBBI IRÁNYA

Doktori kutatómunkám során a lakossági szilárd tüzelés, illetve az illegálisnak minősülő hulladékégetés gyakorlatával és a vele járó légszennyező anyagok keletkezésével foglalkoztam. Célom volt megismerni és feltárni a tüzelőanyag/hulladék típusa és a tüzelés során kibocsátott gáz- és szilárd légszennyező anyagok közötti kapcsolatot. Továbbá fontosnak tartottam a keletkezési mechanizmusok és útvonalak megértését, ezért a lakossági méretű kazánban végzett tüzelési vizsgálatok mellett laboratóriumi méretű égetési kísérleteket is folytattam. A két vizsgálati rendszer teljes mértékben kiegészítette egymást.

A lakosság által egyik leggyakrabban használt tűzifa fajta a tölgy, melyet a kutatásaim során az elégetett hulladéktípusok mellett referenciaanyagként alkalmaztam. Minden egyes elégetésre szánt anyag esetében ismerni kell annak tüzeléstechnikai tulajdonságait és a hő hatására bekövetkező viselkedését. Kutatómunkám során sikeresen vegyítettem a derivatográfias és hevítómikroszkópos vizsgálatokat, melyek segítségével a folyamatok a számszerűsítésen kívül vizuálisan is lekövethetővé váltak. Ezzel a módszerrel az autógumi esetében a CaCO_3 bomlását, illetve az aromás gyűrűs szerkezettel rendelkező anyagok esetén (PET, PES) a jelentős mértékű gázfejlődést tudtam sikeresen detektálni.

Labor mérések során a keletkező CO_2 -koncentrációját elsősorban a tüzelőanyag C-tartalma befolyásolja. A kazánban végzett égetési kísérletek során bebizonyosodott, hogy a keletkezett CO_2 mennyiségére nagyobb hatással volt a tüztér kialakítása és a beadagolt tüzelőanyag hamutartalma.

Az égetési hőmérséklet egyértelműen befolyásolja a keletkező PM-alapú PAH-ok mennyiségét és a természetes anyagok esetén azok összetételét, ugyanakkor a mesterséges anyagokból emittálódott PAH-ok összetételére nincs hatással. A különbség elsősorban a természetes anyagokban nagyobb mennyiségben megtalálható szerves elemekkel magyarázható. A kazánméretű vizsgálatoknál a tűzifának a hulladékokkal történő együtt-égetése megnövelte a kibocsátott PAH-ok mennyiségét. A PP és a HDPE 10% m/m-ban történő hozzáadagolása a tűzifához jelentős mértékben változtatta meg a PAH-ok összetételét, ugyanis a tisztán belőlük keletkező PAH-ok mennyisége 4 nagyságrenddel nagyobb, mint a fából keletkezőé.

A hamuban visszamaradt PAH-ok elsősorban a tüzelőanyag szerkezetében vannak jelen, ezért nem oldódnak ki könnyen. Ebből kiindulva az égési minőség meghatározásának egyik fontos összetevői lehetnek. A hulladékok hozzáadásával a hamuban lévő PAH-tartalom jelentős

mértékben lecsökkent, tehát a hulladékokkal történő együttégetés elősegítette a PAH-ok tüzelőanyag szerkezetéből történő kiszakadását.

Az emittálódott részecskék morfológiájából következtetni tudtam az égés minőségére. A kátrányos hártyszerű lerakódás rossz égési körülményekre, míg a gömbös hálószerkezet jobb égési körülményekre utal. Szakirodalmi adatok alapján sikeresen el tudtam különíteni négy morfológiai csoportot, melyek közül a kátránygömb agglomerátumok kiemelt szereppel rendelkeznek. A megjelenésük és a megemelkedett PAH-koncentráció között szoros kapcsolat áll fenn.

Összességében elmondható, hogy a laboratóriumi méretű égetési kísérletek esetén egyértelműen kimutattam, hogy a különböző szennyező anyagok keletkezési mechanizmusaira milyen hatással van a tűztér hőmérséklet, a tüzelőanyag molekuláris szerkezete és szerves elemtartalma. Habár a kazánban végzett égetési kísérletek komplex folyamatokból állnak, melyeket számos paraméter befolyásolhat, mégis számos új megállapítást tudtam tenni a doktori kutatásom során nyert adatokból.

Kutatás további iránya

A mérőkör tovább fejlesztésével PAH-mérleg alakítható ki, mellyel további információt nyerhetünk a keletkezési mechanizmusokról. A PAH-ok keletkezési mechanizmusának vizsgálata széles körben kutatott téma, melynek még számos nyitott kérdése van. Az egyik ilyen nyitott kérdés, hogy a tüzelőanyag alkálifém-, alkáliföldfém- és Si-tartalma hogyan befolyásolja a PAH-ok keletkezési útvonalait.

További nyitott kérdés még, hogy a kazánba beadagolt hulladékok tömegarányának szisztematikus változtatása milyen hatással van a kibocsátott szennyezőanyag-koncentrációkra.

7 SUMMARY, FUTURE RESEARCH DIRECTIONS

My PhD research focused on the practice of residential solid fuel combustion and illegal waste combustion and the associated air pollutants. My aim was to understand and explore the relationship between the type of fuel and the gaseous and particulate air pollutants emitted during combustion. Furthermore, I considered it important to understand the mechanisms and pathways of formation, and therefore, in addition to combustion studies in a residential scale boiler, I also conducted laboratory scale combustion experiments. The two test systems were fully complementary.

Oak is one of the most commonly used firewood species by the population, so it was used as a reference material alongside the waste types burnt. In the case of all material to be burned, it is necessary to know its combustion properties and its behaviour under the influence of heat. In my research, I successfully combined derivatographic and heating microscopy studies, which allowed me to visually trace the processes in addition to quantifying them. Using this method, I was able to successfully detect the decomposition of CaCO_3 in the case of car rubber and the significant gas evolution in the case of materials with aromatic ring structure (PET, PES).

In laboratory measurements, the CO_2 concentration generated is mainly influenced by the C content of the fuel. The combustion experiments in the boiler showed that the amount of CO_2 generated was more influenced by the design of the firebox and the ash content of the fuel fed.

The combustion temperature clearly influences the amount of PM-based PAHs emitted and their composition in the case of natural materials, whereas the composition of PAHs emitted from man-made materials is independent of temperature variation. The difference is mainly explained by the higher abundance of inorganic elements in natural materials. In the boiler-scale studies, the co-incineration of firewood with waste increased the amount of PAHs emitted. The addition of PP and HDPE at 10% m/m to firewood significantly altered the composition of PAHs, as the amount of PAHs generated from pure PP and HDPE was 4 orders of magnitude higher than from wood.

The PAHs remaining in ash are mainly present in the fuel structure and therefore do not readily dissolve. They can therefore be an important component in determining combustion quality. The addition of waste has significantly reduced the PAH content in ash, so co-combustion with waste has facilitated the release of PAHs from the fuel structure.

The morphology of the emitted particles allowed me to infer the quality of combustion too. A tarry membranous deposit indicates poor combustion conditions, whereas a spherical mesh structure indicates better combustion conditions. Based on literature data, I have been able to successfully isolate four morphological groups, of which the tar-sphere agglomerates are prominent. There is a close relationship between their appearance and elevated PAH concentrations.

Overall, in laboratory-scale combustion experiments, I have clearly demonstrated the influence of firebox temperature, fuel molecular structure and inorganic element content on the formation mechanisms of different pollutants. Although the combustion experiments in the boiler consist of complex processes that can be influenced by many parameters, I was able to make a number of new findings from the data obtained in my PhD research.

Future research directions

Further development of the measurement system will allow the development of a PAH balance to provide additional information on the mechanisms of formation. Investigating the mechanisms of PAH formation is a widely researched topic with many open questions. One of these open questions is how the alkali metal, alkaline earth metal and Si content of the fuel influences the formation pathways of PAHs.

How systematic variation of the mass fraction of waste fed into the boiler affects the concentrations of the pollutants emitted.

8 ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. TÉZIS

A hevítőkromatográfiás és derivatográfiás vizsgálatok égetési szempontból történő ötvözésével bebizonyítottam, hogy az aromás gyűrűvel rendelkező PET-ben és PES-ben az illékony vegyületek hőmérséklet növekedés hatására az első bomlási szakaszban az anyag belsejéből távoznak, amelyeket a stabilabb felület visszafog, ezáltal az anyag felfűvődik. Tovább növelve a hőmérsékletet a belső nyomás az olvadék buborékot kipukkasztja, ami a lapkán szétterül. A második bomlási szakaszban az anyag makroméretű töredezéssel degradálódik tovább.

2. TÉZIS

- a) Bebizonyítottam, hogy az autógumi CaCO_3 töltőanyagának bomlása egyértelműen detektálható hevítőkromatográfiás vizsgálatok és termogravimetriás mérések eredményeinek együttes elemzésével, mely egy 4. tömegvesztési tartományban jelenik meg 660-1000 °C között.
- b) Bebizonyítottam, hogy a CaCO_3 bomlása jelentős hatással van az égés minőségére. A csökemencében elvégzett égetési kísérletek során, a füstgáz-komponensek alakulásánál két csúcs azonosítható a CO görbén, ahol az I. csúcs a gumiabroncs gumiadalékanyagainak, valamint a természetes és szintetikus guminak a gyulladását jelzi, a II. csúcs pedig a CaCO_3 bomlásából felszabaduló CO_2 és a visszamaradt C együttes reakciójának a nyomjelzője.

3. TÉZIS

A TOTYA S18 típusú kazánban fix ventilátoros elszívással (28,5 Pa) végzett égetési kísérletek esetén, amely során a Tölgyfa mellé 10% m/m-ban adagoltam PP, HDPE, PET, PES, Pamut, Karton, Fényes papír és 84C/PAP jelölésű anyagokat, az égetett anyagok összetétele, a füstgáz hőmérséklet és a keletkező füstgáz-komponensek vonatkozásában az alábbi megállapításokat teszem.

- a) A kazánban az egyféle hulladéktípusú keverék égetésével elvégzett tüzelési kísérlet mérési adatai alapján bebizonyítottam, hogy a kazánban történő égetés során, a keletkezett füstgáz CO_2 emissziós tényezőjét, döntően, nem az anyag C-tartalma befolyásolja.

- b) A kazánba beadagolt fa és a hulladékok együttégetése során, a farakaton elterülő hulladék és a hulladékból keletkezett hamu elzárja a primer égési levegő útját, ezáltal több szekunder égési levegőt juttatva a kazán tűzterébe. A füstgáz elemző készülék által detektált CO₂-tartalom bizonyítottan a kedvezőtlen égési feltételek során kialakult CO oxidációjából keletkező CO₂ mennyiségéből, valamint a primer és a megnövekedett szekunder égési levegővel a kazán tűzterébe beszívott és a környezeti levegőben jelenlévő CO₂ mennyiségéből tevődik össze.

4. TÉZIS

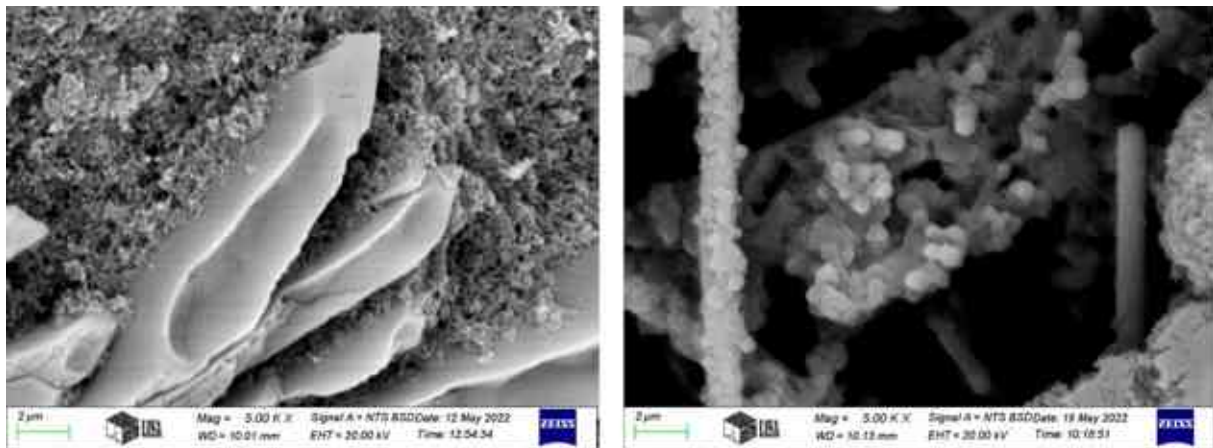
A laboratóriumi égetési kísérletek Hőker Cső 350/900 típusú elektromos ellenállás fűtésű csőkemencében történtek, amely során vizsgáltam Fa, PP, HDPE, PET, Gumi, PES, Pamut, Karton, Fényes Papír és 84C/PAP anyag égetéséből származó, a füstgázban található szilárd komponensek és a hozzájuk kapcsolódott PAH molekulák mennyiségét és minőségét. Vizsgálataim eredményeképpen az alábbi megállapításokat teszem.

- a) A PP, HDPE, PET és PES égetése esetén a 650-900 °C hőmérséklet tartományban a füstgázzal távozó és szűrő által megkötött PAH-ok összetétele független a hőmérséklettől.
- b) A Fa, Pamut, Karton, Fényes Papír és 84C/PAP égetése során a szűrő által megkötött PAH-ok összetétele függ az égetési hőmérséklettől, mert a fában és a hulladékokban jelenlévő alkáli- és alkáliföldfémeket tartalmazó vegyületeket különböző hőmérsékleten bomlanak és eltérő PAH keletkezési útvonalakat generálnak.
- c) A Tölgyfa és természetes alapú anyagok (Pamut, Karton, Fényes papír és 84C/PAP) égetéséből származó PAH-ok között a Fenantrén és az annál kisebb moláris tömeggel rendelkező molekulák, míg a mesterséges anyagok (PP, HDPE, PET, Gumi, PES) égetéséből származó PAH-ok között a Fenantrén és az annál nagyobb moláris tömeggel rendelkező molekulák dominálnak.
- d) Bebizonyítottam, hogy a fához adagolt hulladékok az együtt-égetés során elősegítették a PAH-ok tüzelőanyagból történő kiszakadását, ugyanis a hamuban lévő PAH-tartalom jelentősen csökkent.
- e) A füstgázban lévő részecskék morfológiájából következtetni lehet az égés minőségére. A szakirodalomban a kátránygömbök és azok agglomerátumainak megjelenését a fa és

széntüzeléshez kötik. Kimutattam, hogy a PET 650°C-on történő égetése során 500 nm nagyságú kátránygömbökből álló agglomerátumok, a 84C/PAP 650°C-on történő égetése során pedig a kvarcszálás szűrőn lekondenzálódott kátrányos folyadék és 2 µm-es nagyságú kátránygömbök keletkeznek. Nagyobb hőmérsékleten szabályosabb, gömb alakú részecskék képződnek a füstgázban, melyek a kvarcszűrőn láncos szerkezetbe tömörülnek.

5. TÉZIS

A TOTYA S18 típusú kazánban végzett égetési kísérletek során a fa tüzelőanyag és a hulladékok együtt-égetésekor kibocsátott és a kvarc szálás szűrőre lerakódott szilárd részecskékkel kapcsolatban a következő megállapításokat teszem.



(1) szervesetlen kristályrészecskékhez kapcsolódó koromagglomerátumok

(2) kátránygömb tömbagglomerátumok

T-1. ábra: A kvarc szálás szűrőre lerakódott szilárd részecskék új morfológiái

- a) Bebizonyítottam J. Bhandari hipotézisét [346], mely szerint a koromszemcsék a koagulált szervesetlen részecskékhez kapcsolódnak. A fához 10% m/m-ban hozzáadott PP és HDPE együtt-égetése során K-, Ca, S- tartalmú szervesetlen kristályokhoz kapcsolódó koromgömb láncos agglomerátumokat mutattam ki (**T-1. ábra (1)**).
- b) A fához 10% m/m-ban adagolt PET, PES, Pamut, Karton, Fényes papír és 84C/PAP hulladékok égetése kátránygömb tömb agglomerátumok megjelenését eredményezik a szilárd részecskék morfológiái között (**T-1. ábra (2)**).
- c) A fához 10% m/m-ban adagolt hulladékok égetése esetén a szilárd részecskék morfológiái között megjelennek a korom- és kátránygömb agglomerátumok ((1) és (2)), amellyel párhuzamosan az emittálódott PAH emissziós tényező értékek is

megnövekedtek. A növekedés mértéke az együtt-égetett hulladék minőségétől függően a 2-7-szeres tartományban mozog.

- d) A keletkező PAH vegyületek mennyisége és minősége a fához 10% m/m-ban adagolt és elégetett hulladék minőségétől függ és meghatározza a keletkezett szilárd füstgázkomponensek morfológiáját. Korom agglomerátumok megjelenése a nagyobb molekulatömeggel rendelkező PAH-ok (pl.: BghiP), míg a kátránygömb agglomerátumok megjelenése a kisebb molekulatömegű PAH-ok (pl.: Pha) mennyiségének növekedését eredményezi.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet mondani azoknak az embereknek, akik PhD tanulmányaim alatt végig egyengették pályafutásomat, szakmai fejlődésemet.

Mindenekelőtt óriási hálámat szeretném kifejezni konzulensemnek, **Dr. Póliska Csabának** a rendkívüli segítőkészségéért, türelméért és támogatásáért, amelyről a hullámvölgyeim legmélyebb pontjainál is mindig biztosított. Továbbá, hogy sohasem szegte lelkesedésemet a doktori kutatómunka során. A hasznos szakmai tanácsai és bátorítása nélkül ez a dolgozat nem jöhetett volna létre.

Kitüntetett köszönet illeti meg **Dr. Szemmelveisz Tamásné**t, aki szintén meghatározó szerepet töltött be a Műszaki Anyagtudományi Karon töltött éveim alatt, és aki arra ösztönzött, hogy PhD hallgató váljak belőlem.

Köszönettel tartozom az Energia- és Minőségügyi Intézet egykori és jelenlegi vezetőjének, név szerint **Prof. Dr. Palotás Árpád Bencének** és **Dr. Kovács Helgának**, hogy engedélyezték és lehetőséget nyújtottak a tanszéki eszközök biztosításával doktori kutatásom elvégzésére, valamint szakmai tanácsokkal láttak el a disszertáció írása során.

Hálás köszönettel tartozom **Sajti Zoltánnak** a témérdek segítségével, ötleteiért és kedveségéért, melyet a fizikai megvalósítások során nyújtott. **Koós Tamásnak** a tüzelőanyag minták elemanalízis és termoanalitikai vizsgálatok elvégzéséért, illetve az **Energia-, Kerámia- és Polimertechnológiai Intézet dolgozóinak** lelkiismeretes munkájukért, amellyel segítették előre haladásomat a mérnöki tanulmányaimban.

Köszönetemet szeretném kifejezni **Prof. Dr. Viskolcz Bélának** a Miskolci Egyetem Felsőoktatási és Ipari Együttműködési Központ igazgatójának, hogy meglátta bennem a potenciális kutatót, valamint, hogy maximálisan támogatott és lehetőséget biztosított a disszertáció megírására. Szeretném megköszönni közvetlen kollégáimnak **Dr. Fiser Bélának**, **Farkas Lászlónak**, **Farkas Zoltánnak**, **Hatvani-Nagy Alpár Ferencnek**, **Hornyák-Mester Enikőnek**, **Jordán Anikónak**, **Koska Péternek**, **Sörös-Tölly Lillának** és **Varga Miklósnak**, hogy békés és támogató környezetet biztosítottak a disszertáció megírása során.

Köszönöm a Fémteni, Képlékenyalakítási és Nanotechnológiai Intézetben és a Kémiai Intézetben dolgozóknak, hogy a kutatásomhoz tartozó vizsgálatokban segítséget nyújtottak. Név szerint köszönöm **Kovács Árpádnak**, **Dr. Svéda Máriának** és **Dr. Sycheva Annának** az elektronmikroszkópos vizsgálatok kivitelezését, **Dr. Muránszky Gábornak** a gázkromatográfiás vizsgálatok elvégzéséért, illetve **Dr. Bánhidi Olivérnek** és **Gráczer Kittinek** a minták fémtartalmának méréseinek megvalósítását.

Végül de nem utolsó sorban óriási hálámat szeretném kifejezni **családomnak**, **de legfőképpen szüleimnek és testvéremnek**, akik végtelen türelemmel viselték a doktori munkámhoz kapcsolódó élethelyzeteket, és a nehézségek ellenére is mindig bíztak bennem és támogattak a PhD fokozat megszerzéséhez vezető rögös úton.

A TÉMÁHOZ KAPCSOLÓDÓ PUBLIKÁCIÓK

Nemzetközi rangos folyóiratcikkek

1. D. Mentés, G. Nagy, T. J. Szabó, E. Hornyák-Mester, B. Fiser, B. Viskolcz, Cs. Póliska: Combustion Behaviour of Plastic Waste – A Case Study of PP, HDPE, PET, and mixed PES-EL. – *Journal of Cleaner Production*, Vol. 402, 2023, 136850 (Q1) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136850> (**1. tézis**)
2. D. Mentés, N. Kováts, G. Muránszky, E. Hornyák-Mester, Cs. Póliska: Evaluation of flue gas emission factor and toxicity of the PM-bounded PAH from lab-scale waste combustion. - *Journal of Environmental Management*, Vol. 324, 2022, 116371 (D1) <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116371> (**4. tézis**)
3. D. Mentés, Cs. E. Tóth, G. Nagy, G. Muránszky, Cs. Póliska: Investigation of gaseous and solid pollutants emitted from waste tire combustion at different temperatures. – *Waste Management*, Vol. 149, 2022, pp. 302-312 (D1) <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.027> (**2. tézis**)

Folyóiratcikkek

1. D. Mentés, Cs. Póliska: Effect of change in temperature on the concentration of flue gas components from wood combustion. - *A Publication of the University of Miskolc, Materials Science and Engineering*, Vol. 45, No. 1, Miskolc University Press, 2020, ISSN 2063- 6792, pp. 207-216.
2. D. Mentés, Z. Sajti, T. L. Koós, Cs. Póliska: Optimizing the combustion processes of a small scale solid fuel-fired boiler. - *International Journal of Engineering and Management Sciences (IJEMS)*, Vol. 4, No. 4, 2019, pp. 358-369.
3. D. Mentés, H. Kovács, G. Nagy, Cs. Póliska: Investigation of air pollutants from residential heating. - *A Publication of the University of Miskolc, Materials Science and Engineering*, Vol. 44, No. 2, Miskolc University Press, 2019, ISSN 2063- 6792, pp. 54-66.
4. D. Mentés, E. Sebe, A.A. Kállay, Cs. Póliska: The firing properties of the biofraction and RDF pellets. - *A Publication of the University of Miskolc, Materials Science and Engineering*, Vol. 44, No. 2, Miskolc University Press, 2019, ISSN 2063- 6792, pp. 67-78.

Nemzetközi konferencia kiadványban publikált cikkek

1. D. Mentés, Cs. Póliska, B. Fiser, B. Viskolcz: The combustion properties of households wastes. – *Symposium on Polyurethane Innovation (SPI)*, University of Miskolc, Hungary, 2022.08.26.
2. D. Mentés, Cs. Póliska: Investigation of air pollutants from waste combustion. – *10th European Combustion Meeting*, Naples, Italy, 2021.04.14-15.

Nemzetközi konferencia előadások

1. D. Mentés, Cs. Póliska: Investigation of air pollutants from waste combustion. – (poster) *10th European Combustion Meeting*, Naples, Italy, 2021.04.14-15.

Egyéb konferencia előadások

1. Mentes D., Póliska Cs.: Előkísérletek tölgyfa égése során emittálódott gáz-halmazállapotú légszennyező anyagok vizsgálatára. – Poszter, 6. *MÉB Égéstudományi Konferencia*, Miskolc, 2020. augusztus 24.
2. Mentes D., Póliska Cs.: Háztartási hulladékok tüzeléstechnikai tulajdonságainak vizsgálata. – Poszter, 6. *MÉB Égéstudományi Konferencia*, Miskolc, 2020. augusztus 24.
3. Mentes D., Sajti Z., Koós T.L., Póliska Cs.: Lakossági méretű szilárd tüzelésű kazán égési folyamatainak optimalizálása. – Poszter, *Környezetmérnök Konferencia és Szakmai Nap*, Debrecen, 2019. november. 7-8.

IRODALOMJEGYZÉK

- [1] G. Wielgosiński, P. Łechtańska, and O. Namiecińska, “Emission of some pollutants from biomass combustion in comparison to hard coal combustion,” *Journal of the Energy Institute*, vol. 90, no. 5, pp. 787–796, 2017, doi: 10.1016/j.joei.2016.06.005.
- [2] G. Wielgosiński, “Pollutant Formation in Combustion Processes,” in *Advances in Chemical Engineering*, Z. Nawaz and S. Naveed, Eds. Rijeka, Croatia: InTech, 2012, pp. 295–324.
- [3] C. K. W. Ndiema, F. M. Mpendazoe, and A. Williams, “Emission of pollutants from a biomass stove,” *Energy Convers Manag*, vol. 39, no. 13, pp. 1357–1367, 1998, doi: 10.1016/S0196-8904(98)00008-9.
- [4] R. A. Herrick and B. G. Lipták, “Carbon-dioxide,” in *Instrument Engineers’ Handbook: Process Measurement and Analysis*, 4th ed., B. Lipták, Ed. CRC Press, 2003, pp. 335–343.
- [5] G. D. Thurston, “Outdoor Air Pollution: Sources, Atmospheric Transport, and Human Health Effects,” *International Encyclopedia of Public Health*, pp. 367–377, 2017, doi: 10.1016/B978-0-12-803678-5.00320-9.
- [6] S. W. Dean, “Natural Atmospheres: Corrosion,” in *Encyclopedia of Materials: Science and Technology*, 2nd ed., K. Buschow, M. C. Flemings, E. J. Kramer, P. Veyssière, R. W. Cahn, B. Ilshner, and S. Mahajan, Eds. Elsevier, 2001, pp. 5930–5938. doi: 10.1016/B0-08-043152-6/01033-0.
- [7] E. K. Vakkilainen, “Solid Biofuels and Combustion,” in *Steam Generation from Biomass*, E. K. Vakkilainen, Ed. Amsterdam: Butterworth-Heinemann, 2017, pp. 18–56. doi: 10.1016/B978-0-12-804389-9.00002-2.
- [8] K. W. Ragland and K. M. Bryden, *Combustion Engineering*, Second. New York: CRC Press, 2011.
- [9] H. Guo, R. E. Lyon, N. Safronava, R. N. Walters, and S. Crowley, “A simplified model on carbon monoxide yield in burning of polymeric solids containing flame retardants,” *Fuel*, vol. 222, pp. 175–179, 2018, doi: 10.1016/J.FUEL.2018.02.101.
- [10] V. Józsa and G. T. Hidegh, “Combustion for engineers Lecture notes and practices,” 2023.
- [11] M. M. Roy and K. W. Corscadden, “An experimental study of combustion and emissions of biomass briquettes in a domestic wood stove,” *Appl Energy*, vol. 99, pp. 206–212, 2012, doi: 10.1016/J.APENERGY.2012.05.003.
- [12] F. Ozil, V. Tschamber, F. Haas, and G. Trouvé, “Efficiency of catalytic processes for the reduction of CO and VOC emissions from wood combustion in domestic fireplaces,” *Fuel Processing Technology*, vol. 90, no. 9, pp. 1053–1061, 2009, doi: 10.1016/j.fuproc.2009.03.019.

- [13] V. Rapp, N. Killingsworth, P. Therkelsen, and R. Evans, “Lean-Burn Internal Combustion Engines,” in *Lean Combustion: Technology and Control*, 2nd ed., D. Dunn-Rankin and P. Therkelsen, Eds. Amsterdam: Academic Press, 2016, pp. 111–146. doi: 10.1016/B978-0-12-804557-2.00004-3.
- [14] J. Liu, X. Jiang, J. Shen, and H. Zhang, “Pyrolysis of superfine pulverized coal. Part 2. Mechanisms of carbon monoxide formation,” *Energy Convers Manag*, vol. 87, pp. 1039–1049, 2014, doi: 10.1016/J.ENCONMAN.2014.07.055.
- [15] H. Hao, C. L. Chow, and D. Lau, “Carbon monoxide release mechanism in cellulose combustion using reactive forcefield,” *Fuel*, vol. 269, p. 117422, 2020, doi: 10.1016/J.FUEL.2020.117422.
- [16] K. Sadegh Seddighi, D. Pallarès, F. Normann, and F. Johnsson, “Carbon Monoxide Formation during Oxy-fuel-Fired Fluidized-Bed Combustion,” *Energy and Fuels*, vol. 27, no. 4, pp. 2275–2282, 2013, doi: 10.1021/EF3021393.
- [17] Szűcs István; Woperáné Serédi Ágnes, *Levegőtisztítás*. Miskolci Egyetemi Kiadó, 2001.
- [18] G. Pełka, M. Wygoda, W. Luboń, P. Pachytel, A. Jachimowski, M. Paprocki, P. Wyczesany, and J. Kotyza, “Analysis of the Efficiency of a Batch Boiler and Emissions of Harmful Substances during Combustion of Various Types of Wood,” *Energies (Basel)*, vol. 14, no. 20, p. 6783, Oct. 2021, doi: 10.3390/EN14206783.
- [19] M. A. Habib, M. Elshafei, and M. Dajani, “Influence of combustion parameters on NO_x production in an industrial boiler,” *Comput Fluids*, vol. 37, no. 1, pp. 12–23, 2008, doi: 10.1016/J.COMPFLUID.2007.04.006.
- [20] E. J. S. Mitchell, A. R. Lea-Langton, J. M. Jones, A. Williams, P. Layden, and R. Johnson, “The impact of fuel properties on the emissions from the combustion of biomass and other solid fuels in a fixed bed domestic stove,” *Fuel Processing Technology*, vol. 142, pp. 115–123, 2016, doi: 10.1016/J.FUPROC.2015.09.031.
- [21] E. Monedero, H. Portero, and M. Lapuerta, “Combustion of Poplar and Pine Pellet Blends in a 50 kW Domestic Boiler: Emissions and Combustion Efficiency,” *Energies (Basel)*, vol. 11, no. 6, p. 1580, 2018, doi: 10.3390/en11061580.
- [22] P. Glarborg, A. D. Jensen, and J. E. Johnsson, “Fuel nitrogen conversion in solid fuel fired systems,” *Prog Energy Combust Sci*, vol. 29, no. 2, pp. 89–113, 2003, doi: 10.1016/S0360-1285(02)00031-X.
- [23] L. I. Darvell, L. Ma, J. M. Jones, M. Pourkashanian, and A. Williams, “Some Aspects of Modeling NO_x Formation Arising from the Combustion of 100% Wood in a Pulverized Fuel Furnace,” *Combustion Science and Technology*, vol. 186, no. 4–5, pp. 672–683, 2014, doi: 10.1080/00102202.2014.883834.
- [24] M. Huang and T. M. Penning, “Processing Contaminants: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs),” *Encyclopedia of Food Safety*, vol. 2, pp. 416–423, 2014, doi: 10.1016/B978-0-12-378612-8.00212-2.

- [25] Nriagu Jerome, *Encyclopedia of Environmental Health*, 2nd ed. Michigan: Elsevier, 2019.
- [26] J. T. Andersson and C. Achten, "Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an Up-to-Date Use of PACs for Environmental Purposes," *Polycycl Aromat Compd*, vol. 35, no. 2–4, p. 330, 2015, doi: 10.1080/10406638.2014.991042.
- [27] I. C. T. Nisbet and P. K. LaGoy, "Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)," *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 16, no. 3, pp. 290–300, 1992, doi: 10.1016/0273-2300(92)90009-X.
- [28] G.-C. Fang, K.-F. Chang, C. Lu, and H. Bai, "Toxic equivalency factors study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Taichung City, Taiwan," *Toxicol Ind Health*, vol. 18, pp. 279–288, 2002, doi: 10.1191/0748233702th151oa.
- [29] F. Halek, G. Nabi, and A. Kavousi, "Polycyclic aromatic hydrocarbons study and toxic equivalency factor (TEFs) in Tehran, IRAN," *Environ Monit Assess*, vol. 143, pp. 303–311, 2008, doi: 10.1007/s10661-007-9983-9.
- [30] M. Mumtaz and J. George, "Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons," 1995.
- [31] M. Ghassemi, P. K. Andersen, A. Ghassemi, and R. R. Chianelli, "Hazardous Waste from Fossil Fuels," *Encyclopedia of Energy*, pp. 119–131, Jan. 2004, doi: 10.1016/B0-12-176480-X/00395-8.
- [32] X. Li, P. Li, L. Yan, J. Chen, T. Cheng, and S. Xu, "Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in fog-rain events," *J Environ Monit*, vol. 13, no. 11, pp. 2988–2993, 2011, doi: 10.1039/C1EM10543D.
- [33] T. Y. Li, M. Y. Xie, L. J. Bao, C. C. Wu, and E. Y. Zeng, "Emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons from primitive e-waste recycling: Particle size dependence and potential health risk," *Science of The Total Environment*, vol. 781, p. 146814, 2021, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.146814.
- [34] L. Xu, J. Yu, G. Wan, and L. Sun, "Emission characteristics and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from used mineral oil combustion," *Fuel*, vol. 304, p. 121357, 2021, doi: 10.1016/J.FUEL.2021.121357.
- [35] A. M. Mastral and M. S. Callén, "A Review on Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Emissions from Energy Generation," *Environ Sci Technol*, vol. 34, no. 15, pp. 3051–3057, 2000, doi: 10.1021/ES001028D.
- [36] E. Reizer, B. Viskolcz, and B. Fiser, "Formation and growth mechanisms of polycyclic aromatic hydrocarbons: A mini-review," *Chemosphere*, vol. 291, p. 132793, 2022, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.132793.
- [37] Cherchneff I., "The formation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in evolved circumstellar environments," *EAS Publications Series*, vol. 46, pp. 177–189, 2011, doi: 10.1051/eas/1146019.

- [38] V. V. Kislov, A. I. Sadovnikov, and A. M. Mebel, "Formation Mechanism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons beyond the Second Aromatic Ring," *J Phys Chem A*, vol. 117, no. 23, pp. 4794–4816, 2013, doi: 10.1021/jp402481y.
- [39] H. Wang, "Formation of nascent soot and other condensed-phase materials in flames," *Proceedings of the Combustion Institute*, vol. 33, no. 1, pp. 41–67, 2011, doi: 10.1016/J.PROCI.2010.09.009.
- [40] T. Zhang, G. Mu, S. Zhang, and J. Hou, "Formation pathways of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in butane or butadiene flames," *RSC Adv*, vol. 11, pp. 5629–5642, 2021, doi: 10.1039/d0ra08744k.
- [41] S. Suzuki, S. Kiuchi, K. Kinoshita, Y. Takeda, K. Tanaka, and M. Oguma, "Formation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Oxygenated PAHs in the Oxidation of Ethylene Using a Flow Reactor," <https://doi.org/10.1080/00102202.2020.1771327>, vol. 194, no. 3, pp. 464–490, 2020, doi: 10.1080/00102202.2020.1771327.
- [42] A. Williams, J. M. Jones, L. Ma, and M. Pourkashanian, "Pollutants from the combustion of solid biomass fuels," *Prog Energy Combust Sci*, vol. 38, no. 2, pp. 113–137, 2012, doi: 10.1016/J.PECS.2011.10.001.
- [43] Y. Han, Y. Chen, Y. Feng, W. Song, F. Cao, Y. Zhang, Q. Li, X. Yang, and J. Chen, "Different formation mechanisms of PAH during wood and coal combustion under different temperatures," *Atmos Environ*, vol. 222, p. 117084, 2020, doi: 10.1016/J.ATMOSENV.2019.117084.
- [44] H. Zhang, X. Zhang, Y. Wang, P. Bai, K. Hayakawa, L. Zhang, and N. Tang, "Characteristics and Influencing Factors of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Emitted from Open Burning and Stove Burning of Biomass: A Brief Review," *Int J Environ Res Public Health*, vol. 19, no. 7, p. 3944, 2022, doi: 10.3390/IJERPH19073944.
- [45] B. Shukla and M. Koshi, "A highly efficient growth mechanism of polycyclic aromatic hydrocarbons," *Physical Chemistry Chemical Physics*, vol. 12, no. 10, pp. 2427–2437, 2010, doi: 10.1039/B919644G.
- [46] M. M. Pergal, Ž. L. Tešić, and A. R. Popović, "Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Temperature Driven Formation and Behavior during Coal Combustion in a Coal-Fired Power Plant," *Energy and Fuels*, vol. 27, no. 10, pp. 6273–6278, 2013, doi: 10.1021/EF401467Z.
- [47] S. Thomas and M. J. Wornat, "The effects of oxygen on the yields of polycyclic aromatic hydrocarbons formed during the pyrolysis and fuel-rich oxidation of catechol," *Fuel*, vol. 87, no. 6, pp. 768–781, 2008, doi: 10.1016/J.FUEL.2007.07.016.
- [48] C. Ezenwajiaku, M. Talibi, and R. Balachandran, "PAH formation characteristics in hydrogen-enriched non-premixed hydrocarbon flames," *Fuel*, vol. 323, p. 124407, 2022, doi: 10.1016/J.FUEL.2022.124407.

- [49] H. Zhou, C. Wu, J. A. Onwudili, A. Meng, Y. Zhang, and P. T. Williams, "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) formation from the pyrolysis of different municipal solid waste fractions," *Waste Management*, vol. 36, pp. 136–146, 2015, doi: 10.1016/J.WASMAN.2014.09.014.
- [50] H. Richter and J. B. Howard, "Formation of polycyclic aromatic hydrocarbons and their growth to soot—a review of chemical reaction pathways," *Prog Energy Combust Sci*, vol. 26, no. 4–6, pp. 565–608, 2000, doi: 10.1016/S0360-1285(00)00009-5.
- [51] M. D. Hays, P. M. Fine, C. D. Geron, M. J. Kleeman, and B. K. Gullett, "Open burning of agricultural biomass: Physical and chemical properties of particle-phase emissions," *Atmos Environ*, vol. 39, no. 36, pp. 6747–6764, 2005, doi: 10.1016/J.ATMOSENV.2005.07.072.
- [52] R. K. Sharma, J. B. Wooten, V. L. Baliga, X. Lin, W. G. Chan, and M. R. Hajaligol, "Characterization of chars from pyrolysis of lignin," *Fuel*, vol. 83, no. 11–12, pp. 1469–1482, 2004, doi: 10.1016/J.FUEL.2003.11.015.
- [53] A. Trubetskaya, F. H. Larsen, A. Shchukarev, K. Ståhl, and K. Umeki, "Potassium and soot interaction in fast biomass pyrolysis at high temperatures," *Fuel*, vol. 225, pp. 89–94, 2018, doi: 10.1016/J.FUEL.2018.03.140.
- [54] J. Abboud, J. Schobing, G. Legros, J. Bonnetty, V. Tschamber, A. Brillard, G. Leyssens, V. Lauga, E. E. Iojoiu, and P. Da Costa, "Impacts of oxygenated compounds concentration on sooting propensities and soot oxidative reactivity: Application to Diesel and Biodiesel surrogates," *Fuel*, vol. 193, pp. 241–253, 2017, doi: 10.1016/J.FUEL.2016.12.034.
- [55] J. B. Wooten, M. Hajaligol, T. E. Mcgrath, J. A. Hoffman, and M. R. Hajaligol, "The Effect of Inorganics on The Formation of PAH During Low Temperature Pyrolysis of Cellulose," *Fuel Chemistry Division Preprints*, vol. 47, no. 1, pp. 418–419, 2002.
- [56] M. Mannazhi, S. Bergqvist, and P. E. Bengtsson, "Laser-induced fluorescence for studying the influence of potassium and sodium salts on PAH formation in sooting premixed flames," *Appl Phys B*, vol. 128, no. 4, p. 68, 2022, doi: 10.1007/s00340-022-07780-4.
- [57] M. Mannazhi, S. Bergqvist, and P. E. Bengtsson, "Influence of potassium chloride on PAH concentration during soot formation studied using laser-induced fluorescence," *Combust Flame*, vol. 235, p. 111709, 2022, doi: 10.1016/J.COMBUSTFLAME.2021.111709.
- [58] K. Umeki, G. Häggström, A. Bach-Oller, K. Kirtania, and E. Furusjö, "Reduction of Tar and Soot Formation from Entrained-Flow Gasification of Woody Biomass by Alkali Impregnation," *Energy and Fuels*, vol. 31, no. 5, pp. 5104–5110, 2017, doi: 10.1021/ACS.ENERGYFUELS.6B03480.

- [59] Z. Xiao, Y. Tang, J. Zhuo, and Q. Yao, “Effect of the interaction between sodium and soot on fine particle formation in the early stage of coal combustion,” *Fuel*, vol. 206, pp. 546–554, 2017, doi: 10.1016/J.FUEL.2017.06.023.
- [60] M. E. Iñiguez, J. A. Conesa, and A. Fullana, “Effect of Sodium Chloride and Thiourea on Pollutant Formation during Combustion of Plastics,” *Energies 2018, Vol. 11, Page 2014*, vol. 11, no. 8, p. 2014, 2018, doi: 10.3390/EN11082014.
- [61] H. Dong, Q. Du, D. Li, D. Feng, J. Gao, and S. Wu, “Impact of Sodium on the Formation Mechanism and Physicochemical Properties of Coal-Derived Soot,” *Energy & Fuels*, vol. 34, no. 2, pp. 1453–1466, 2020, doi: 10.1021/ACS.ENERGYFUELS.9B03521.
- [62] H. Dong, Y. Zhang, Q. Du, D. Li, D. Feng, J. Gao, and S. Wu, “Effect of different forms of Na and temperature on soot formation during lignite pyrolysis,” *Fuel*, vol. 280, p. 118514, 2020, doi: 10.1016/J.FUEL.2020.118514.
- [63] R. Yuan, S. Yu, and Y. Shen, “Pyrolysis and combustion kinetics of lignocellulosic biomass pellets with calcium-rich wastes from agro-forestry residues,” *Waste Management*, vol. 87, pp. 86–96, 2019, doi: 10.1016/J.WASMAN.2019.02.009.
- [64] E. E. Kwon, T. Lee, Y. S. Ok, D. C. W. Tsang, C. Park, and J. Lee, “Effects of calcium carbonate on pyrolysis of sewage sludge,” *Energy*, vol. 153, pp. 726–731, 2018, doi: 10.1016/J.ENERGY.2018.04.100.
- [65] J. Bora, P. Deka, P. Bhuyan, K. P. Sarma, and R. R. Hoque, “Morphology and mineralogy of ambient particulate matter over mid-Brahmaputra Valley: application of SEM–EDX, XRD, and FTIR techniques,” *SN Appl Sci*, vol. 3, p. 137, 2021, doi: 10.1007/s42452-020-04117-8.
- [66] S. Mogo, V. E. Cachorro, and A. M. de Frutos, “Morphological, chemical and optical absorbing characterization of aerosols in the urban atmosphere of Valladolid,” *Atmos Chem Phys*, vol. 5, no. 10, pp. 2739–2748, 2005, doi: 10.5194/acp-5-2739-2005.
- [67] X. Zhang, W. U. Guangjian, Y. Tandong, Z. Chenglong, and Y. Yahui, “Characterization of individual fly ash particles in surface snow at Urumqi Glacier No. 1, Eastern Tianshan,” *Atmospheric Science*, vol. 56, pp. 3464–3473, 2011, doi: 10.1007/s11434-011-4684-8.
- [68] B. Bessagnet, N. Allemand, J. P. Putaud, F. Couvidat, J. M. André, D. Simpson, E. Pisoni, B. N. Murphy, and P. Thunis, “Emissions of Carbonaceous Particulate Matter and Ultrafine Particles from Vehicles—A Scientific Review in a Cross-Cutting Context of Air Pollution and Climate Change,” *Applied Sciences*, vol. 12, no. 7, p. 3623, 2022, doi: 10.3390/APP12073623.
- [69] U. Fernandes and M. Costa, “Particle emissions from a domestic pellets-fired boiler,” *Fuel Processing Technology*, vol. 103, pp. 51–56, 2012, doi: 10.1016/j.fuproc.2011.08.020.

- [70] M. D. Masekamen, T. Makones, I. T. Rampedi, and G. S. Keretets, “Morphology and elemental analysis of freshly emitted particles from packed-bed domestic coal combustion,” *Clean Air Journal*, vol. 30, no. 2, p. 8582, 2020, doi: 10.17159/CAJ/2020/30/2.8582.
- [71] T. Jarkko, “Fine Particle Emissions from Residential Wood Combustion,” University of Kuopio, Kuopio, 2008.
- [72] F. Anna, “Study on soot and other refractory components from various processes,” Helsinki, 2014.
- [73] V. Krishnamoorthy and S. V. Pisupati, “A Critical Review of Mineral Matter Related Issues during Gasification of Coal in Fixed, Fluidized, and Entrained Flow Gasifiers,” *Energies (Basel)*, vol. 8, no. 9, pp. 10430–10463, 2015, doi: 10.3390/EN80910430.
- [74] M. O. Andreae, “Climatic effects of changing atmospheric aerosol levels,” in *World Survey of Climatology*, vol. 16, A. Henderson-Sellers, Ed. Amsterdam: Elsevier, 1995, pp. 347–398. doi: 10.1016/S0168-6321(06)80033-7.
- [75] T. Sitek, J. Pospíšil, J. Poláčik, M. Špiláček, and P. Varbanov, “Fine combustion particles released during combustion of unit mass of beechwood,” *Renew Energy*, vol. 140, pp. 390–396, 2019, doi: 10.1016/j.renene.2019.03.089.
- [76] M. Obaidullah, S. Bram, V. K. Verma, and J. De Ruyck, “A Review on Particle Emissions from Small Scale Biomass Combustion,” *International Journal of Renewable Energy Research (IJRER)*, vol. 2, no. 1, pp. 147–159, 2012.
- [77] H. A. Michelsen, M. B. Colket, P. E. Bengtsson, A. D’Anna, P. Desgroux, B. S. Haynes, J. H. Miller, G. J. Nathan, H. Pitsch, and H. Wang, “A review of terminology used to describe soot formation and evolution under combustion and pyrolytic conditions,” *ACS Nano*, vol. 14, no. 10, pp. 12470–12490, 2020, doi: 10.1021/acsnano.0c06226.
- [78] A. J. Josephson, R. R. Linn, and D. O. Lignell, “Modeling soot formation from solid complex fuels,” *Combust Flame*, vol. 196, pp. 265–283, Oct. 2018, doi: 10.1016/J.COMBUSTFLAME.2018.06.020.
- [79] K. Adachi, A. J. Sedlacek, L. Kleinman, S. R. Springston, J. Wang, D. Chand, J. M. Hubbe, J. E. Shilling, T. B. Onasch, T. Kinase, K. Sakata, Y. Takahashi, and P. R. Buseck, “Spherical tarball particles form through rapid chemical and physical changes of organic matter in biomass-burning smoke,” *Proc Natl Acad Sci U S A*, vol. 116, no. 39, pp. 19336–19341, 2019, doi: 10.1073/pnas.1900129116.
- [80] M. Pósfai, A. Gelencsér, R. Simonics, K. Arató, J. Li, P. V. Hobbs, and P. R. Buseck, “Atmospheric tar balls: Particles from biomass and biofuel burning,” *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 109, p. D06213, 2004, doi: 10.1029/2003JD004169.
- [81] J. L. Hand, W. C. Malm, A. Laskin, D. Day, T. Lee, C. Wang, C. Carrico, J. Carrillo, J. P. Cowin, J. Collett, and M. J. Iedema, “Optical, physical, and chemical

- properties of tar balls observed during the Yosemite Aerosol Characterization Study,” *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 110, p. D21210, 2005, doi: 10.1029/2004JD005728.
- [82] J. V. Niemi, S. Saarikoski, H. Tervahattu, T. Mäkelä, R. Hillamo, H. Vehkamäki, L. Sogacheva, and M. Kulmala, “Changes in background aerosol composition in Finland during polluted and clean periods studied by TEM/EDX individual particle analysis,” *Atmos Chem Phys*, vol. 6, no. 12, pp. 5049–5066, 2006, doi: 10.5194/ACP-6-5049-2006.
- [83] K. Adachi and P. R. Buseck, “Atmospheric tar balls from biomass burning in Mexico,” *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 116, p. D05204, 2011, doi: 10.1029/2010JD015102.
- [84] A. V. Tivanski, R. J. Hopkins, T. Tylliszczak, and M. K. Gilles, “Oxygenated interface on biomass burn tar balls determined by single particle scanning transmission X-ray microscopy,” *Journal of Physical Chemistry A*, vol. 111, no. 25, pp. 5448–5458, 2007, doi: 10.1021/jp070155u.
- [85] S. China, C. Mazzoleni, K. Gorkowski, A. C. Aiken, and M. K. Dubey, “Morphology and mixing state of individual freshly emitted wildfire carbonaceous particles,” *Nat Commun*, vol. 4, p. 2122, 2013, doi: 10.1038/ncomms3122.
- [86] G. Giroto, S. China, J. Bhandari, K. Gorkowski, B. V. Scarnato, T. Capek, A. Marinoni, D. P. Veghte, G. Kulkarni, A. C. Aiken, M. Dubey, and C. Mazzoleni, “Fractal-like Tar Ball Aggregates from Wildfire Smoke,” *Environ Sci Technol Lett*, vol. 5, no. 6, pp. 360–365, 2018, doi: 10.1021/acs.estlett.8b00229.
- [87] L. Tumolva, J. Y. Park, J. S. Kim, A. L. Miller, J. C. Chow, J. G. Watson, and K. Park, “Morphological and elemental classification of freshly emitted soot particles and atmospheric ultrafine particles using the TEM/EDS,” *Aerosol Science and Technology*, vol. 44, no. 3, pp. 202–215, 2010, doi: 10.1080/02786820903518907.
- [88] T. Makonese, J. Meyer, and S. von Solms, “Characteristics of Spherical Organic Particles Emitted from Fixed-Bed Residential Coal Combustion,” *Atmosphere (Basel)*, vol. 10, no. 8, p. 441, 2019, doi: 10.3390/ATMOS10080441.
- [89] N. Li, J. Zhang, Z. Li, and Y. Li, “Characteristics of Aerosol Formation and Emissions During Corn Stalk Pyrolysis,” *Energies (Basel)*, vol. 13, no. 22, p. 5924, 2020, doi: 10.3390/EN13225924.
- [90] J. Hac Ko, J. Wang, and Q. Xu, “Characterization of particulate matter formed during sewage sludge pyrolysis,” *Fuel*, vol. 224, pp. 210–218, 2018, doi: 10.1016/J.FUEL.2018.02.189.
- [91] K. A. Spokas, J. M. Novak, C. E. Stewart, K. B. Cantrell, M. Uchimiya, M. G. DuSaire, and K. S. Ro, “Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar,” *Chemosphere*, vol. 85, no. 5, pp. 869–882, 2011, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2011.06.108.

- [92] D. J. Eatough, R. W. Long, W. K. Modey, and N. L. Eatough, “Semi-volatile secondary organic aerosol in urban atmospheres: meeting a measurement challenge,” *Atmos Environ*, vol. 37, no. 9–10, pp. 1277–1292, 2003, doi: 10.1016/S1352-2310(02)01020-8.
- [93] R. K. Chakrabarty *et al.*, “Emissions from the laboratory combustion of wildland fuels: Particle morphology and size,” *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 111, p. D07204, 2006, doi: 10.1029/2005JD006659.
- [94] A. Tóth, A. Hoffer, I. Nyiro-Kósa, M. Pósfai, and A. Gelencsér, “Atmospheric tar balls: Aged primary droplets from biomass burning?,” *Atmos Chem Phys*, vol. 14, no. 13, pp. 6669–6675, 2014, doi: 10.5194/ACP-14-6669-2014.
- [95] A. Mlonka-Mędrala, T. Dziok, A. Magdziarz, and W. Nowak, “Composition and properties of fly ash collected from a multifuel fluidized bed boiler co-firing refuse derived fuel (RDF) and hard coal,” *Energy*, vol. 234, p. 121229, 2021, doi: 10.1016/J.ENERGY.2021.121229.
- [96] M.-I. M. Chou, “Fly Ash,” in *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*, Robert A. Meyers, Ed. New York: Springer, 2012, pp. 3820–3843. doi: 10.1007/978-1-4419-0851-3_121.
- [97] W. Yang, D. Pudasainee, R. Gupta, W. Li, B. Wang, and L. Sun, “Particulate matter emission during municipal solid waste combustion: Submicron particulates formation mechanism,” *Fuel*, vol. 310, p. 122271, 2022, doi: 10.1016/J.FUEL.2021.122271.
- [98] W. Yang, D. Pudasainee, R. Gupta, W. Li, B. Wang, and L. Sun, “An overview of inorganic particulate matter emission from coal/biomass/MSW combustion: Sampling and measurement, formation, distribution, inorganic composition and influencing factors,” *Fuel Processing Technology*, vol. 213, p. 106657, 2021, doi: 10.1016/J.FUPROC.2020.106657.
- [99] X. Gao, M. U. Rahim, X. Chen, and H. Wu, “Significant contribution of organically-bound Mg, Ca, and Fe to inorganic PM10 emission during the combustion of pulverized Victorian brown coal,” *Fuel*, vol. 117, pp. 825–832, 2014, doi: 10.1016/J.FUEL.2013.09.056.
- [100] B. Fan, D. Yu, X. Zeng, F. Liu, J. Wu, L. Zhang, and M. Xu, “Occurrence of Calcium and Magnesium in the Ash from Zhundong Coal Combustion: Emphasis on Their Close Juxtaposition,” *Energy & Fuels*, vol. 33, no. 3, pp. 2556–2564, 2019, doi: 10.1021/ACS.ENERGYFUELS.8B04520.
- [101] J. W. Bradstreet, “Introduction,” in *Hazardous Air Pollutants: Assessment, Liabilities, and Regulatory Compliance*, J. W. Bradstreet, Ed. New Jersey: Noyes Publication, 1995, pp. 1–7. doi: 10.1016/B978-081551386-5.50006-7.
- [102] L. W. Stanek and J. S. Brown, “Air Pollution: Sources, Regulation, and Health Effects,” *Reference Module in Biomedical Sciences*, Jan. 2019, doi: 10.1016/B978-0-12-801238-3.11384-4.

- [103] Uramné Lantai Katalin, “PM10 szilárd részecskék forrás-hozzárendelése és a szmoghelyzet elemzése az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat adatai alapján,” Miskolci Egyetem, 2016.
- [104] Európai Számvevőszék, “Légszennyezés: egészségünk védelme még mindig nem elégséges,” 2018. https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR18_23/SR_AIR_QUALITY_HU.pdf (accessed May 08, 2019).
- [105] Uramné Lantai Katalin, “Levegőminőség vizsgálata, szmoghelyzetek elemzése az Észak-Magyarország Régióban,” *Anyagmérnöki Tudományok*, vol. 38, no. 1, pp. 309–318, 2013, Accessed: Jan. 10, 2019. [Online]. Available: <http://midra.uni-miskolc.hu/document/14233/6489.pdf>
- [106] World Health Organization, “Air pollution.” https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab_2 (accessed May 14, 2020).
- [107] E. Winijkul, L. Fierce, and T. C. Bond, “Emissions from residential combustion considering end-uses and spatial constraints: Part I, methods and spatial distribution,” *Atmos Environ*, vol. 125, pp. 126–139, Jan. 2016, doi: 10.1016/j.atmosenv.2015.10.013.
- [108] E. E. McDuffie, R. V. Martin, J. V. Spadaro, R. Burnett, S. J. Smith, P. O’Rourke, M. S. Hammer, A. van Donkelaar, L. Bindle, V. Shah, L. Jaeglé, G. Luo, F. Yu, J. A. Adeniran, J. Lin, and M. Brauer, “Source sector and fuel contributions to ambient PM_{2.5} and attributable mortality across multiple spatial scales,” *Nat Commun*, vol. 12, p. 3594, Jun. 2021, doi: 10.1038/s41467-021-23853-y.
- [109] Y. F. Xing, Y. H. Xu, M. H. Shi, and Y. X. Lian, “The impact of PM_{2.5} on the human respiratory system,” *J Thorac Dis*, vol. 8, no. 1, pp. 69–74, 2016, doi: 10.3978/J.ISSN.2072-1439.2016.01.19.
- [110] Z. Yang, R. Mahendran, P. Yu, R. Xu, W. Yu, S. Godellawattage, S. Li, and Y. Guo, “Health Effects of Long-Term Exposure to Ambient PM_{2.5} in Asia-Pacific: a Systematic Review of Cohort Studies,” *Curr Environ Health Rep*, vol. 9, pp. 130–151, 2022, doi: 10.1007/s40572-022-00344-w.
- [111] X. Xu, C. Liu, Z. Xu, K. Tzan, M. Zhong, A. Wang, M. Lippmann, L. C. Chen, S. Rajagopalan, and Q. Sun, “Long-term Exposure to Ambient Fine Particulate Pollution Induces Insulin Resistance and Mitochondrial Alteration in Adipose Tissue,” *Toxicological Sciences*, vol. 124, no. 1, pp. 88–98, 2011, doi: 10.1093/TOXSCI/KFR211.
- [112] R. Peters, N. Ee, J. Peters, A. Booth, I. Mudway, and K. J. Anstey, “Air Pollution and Dementia: A Systematic Review,” *J Alzheimers Dis*, vol. 70, no. 1, pp. 145–163, 2019, doi: 10.3233/JAD-180631.
- [113] L. Peeples, “How air pollution threatens brain health,” *Proc Natl Acad Sci U S A*, vol. 117, no. 25, pp. 13856–13860, 2020, doi: 10.1073/PNAS.2008940117/ASSET/6BDC790F-9E98-4049-B214-8BFB78A01A2D/ASSETS/GRAPHIC/PNAS.2008940117FIG02.JPEG.

- [114] L. Shi, X. Wu, M. Danesh Yazdi, D. Braun, Y. Abu Awad, Y. Wei, P. Liu, Q. Di, Y. Wang, J. Schwartz, F. Dominici, M. A. Kioumourtzoglou, and A. Zanobetti, “Long-term effects of PM_{2.5} on neurological disorders in the American Medicare population: a longitudinal cohort study,” *Lancet Planet Health*, vol. 4, no. 12, pp. 557–565, 2020, doi: 10.1016/S2542-5196(20)30227-8.
- [115] T. Xue, T. Zhu, Y. Zheng, J. Liu, X. Li, and Q. Zhang, “Change in the number of PM_{2.5}-attributed deaths in China from 2000 to 2010: Comparison between estimations from census-based epidemiology and pre-established exposure-response functions,” *Environ Int*, vol. 129, pp. 430–437, 2019, doi: 10.1016/J.ENVINT.2019.05.067.
- [116] L. Yang, N. Wang, S. Liu, Q. Xiao, G. Geng, X. Zhang, H. Li, Y. Zheng, F. Guo, Q. Li, J. Li, A. Ren, T. Xue, and J. Ji, “The PM_{2.5} concentration reduction improves survival rate of lung cancer in Beijing,” *Sci Total Environ*, vol. 858, p. 159857, 2023, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2022.159857.
- [117] A. W. Correia, C. Arden Pope, D. W. Dockery, Y. Wang, M. Ezzati, and F. Dominici, “The Effect of Air Pollution Control on Life Expectancy in the United States: An Analysis of 545 US counties for the period 2000 to 2007,” *Epidemiology*, vol. 24, no. 1, pp. 23–31, 2013, doi: 10.1097/EDE.0B013E3182770237.
- [118] H. Ritchie and M. Roser, “Air Pollution,” *Our World in Data*, Apr. 2017.
- [119] “AZ EURÓPAI PARLAMENT ÉS A TANÁCS 2008/50/EK IRÁNYELVE (2008. május 21.) a környezeti levegő minőségéről és a Tisztább levegőt Európának elnevezésű programról.” <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0050&from=HU> (accessed Jan. 17, 2023).
- [120] “WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide.” <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329> (accessed Jan. 17, 2023).
- [121] “European city air quality viewer — European Environment Agency.” <https://www.eea.europa.eu/themes/air/urban-air-quality/european-city-air-quality-viewer> (accessed Jan. 17, 2023).
- [122] Z. Fan and L. Lin, “Exposure Science: Contaminant Mixtures,” *Encyclopedia of Environmental Health*, pp. 645–656, 2011, doi: 10.1016/B978-0-444-52272-6.00122-7.
- [123] I. C. Yadav and N. L. Devi, “Biomass Burning, Regional Air Quality, and Climate Change,” *Encyclopedia of Environmental Health*, pp. 386–391, 2019, doi: 10.1016/B978-0-12-409548-9.11022-X.
- [124] T. Jayarathne, C. E. Stockwell, P. V. Bhave, P. S. Praveen, C. M. Rathnayake, R. Md Islam, A. K. Panday, S. Adhikari, R. Maharjan, J. Douglas Goetz, P. F. Decarlo, E. Saikawa, R. J. Yokelson, and E. A. Stone, “Nepal Ambient Monitoring and Source Testing Experiment (NAMaSTE): Emissions of

- particulate matter from wood-and dung-fueled cooking fires, garbage and crop residue burning, brick kilns, and other sources,” *Atmos Chem Phys*, vol. 18, no. 3, pp. 2259–2286, 2018, doi: 10.5194/ACP-18-2259-2018.
- [125] D. Wu, H. Zheng, Q. Li, L. Jin, R. Lyu, X. Ding, Y. Huo, B. Zhao, J. Jiang, J. Chen, X. Li, and S. Wang, “Toxic potency-adjusted control of air pollution for solid fuel combustion,” *Nat Energy*, vol. 7, no. 2, pp. 194–202, 2022, doi: 10.1038/s41560-021-00951-1.
- [126] L. Jin, J. Xie, C. K. C. Wong, S. K. Y. Chan, G. Abbaszade, J. Schnelle-Kreis, R. Zimmermann, J. Li, G. Zhang, P. Fu, and X. Li, “Contributions of City-Specific Fine Particulate Matter (PM_{2.5}) to Differential in Vitro Oxidative Stress and Toxicity Implications between Beijing and Guangzhou of China,” *Environ Sci Technol*, vol. 53, no. 5, pp. 2881–2891, 2019, doi: 10.1021/ACS.EST.9B00449/SUPPL_FILE/ES9B00449_SI_001.PDF.
- [127] M. Shiraiwa, K. Selzle, and U. Pöschl, “Hazardous components and health effects of atmospheric aerosol particles: reactive oxygen species, soot, polycyclic aromatic compounds and allergenic proteins,” *Free Radic Res*, vol. 46, no. 8, pp. 927–939, 2012, doi: 10.3109/10715762.2012.663084.
- [128] S. O. Baek, M. E. Goldstone, P. W. W. Kirk, J. N. Lester, and R. Perry, “Phase distribution and particle size dependency of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere,” *Chemosphere*, vol. 22, no. 5–6, pp. 503–520, 1991, doi: 10.1016/0045-6535(91)90062-I.
- [129] G. Shen, S. Wei, Y. Zhang, B. Wang, R. Wang, H. Shen, W. Li, Y. Huang, Y. Chen, H. Chen, and S. Tao, “Emission and Size Distribution of Particle-bound Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Residential Wood Combustion,” *Biomass Bioenergy*, vol. 55, pp. 141–147, 2014, doi: 10.1016/J.BIOMBIOE.2013.01.031.
- [130] K. Kakimoto, H. Nagayoshi, Y. Konishi, K. Kajimura, T. Ohura, T. Nakano, M. Hata, M. Furuuchi, N. Tang, K. Hayakawa, and A. Toriba, “Size Distribution of Chlorinated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Atmospheric Particles,” *Arch Environ Contam Toxicol*, vol. 72, no. 1, pp. 58–64, 2017, doi: 10.1007/s00244-016-0327-z.
- [131] R. Jin, M. Zheng, H. Yang, L. Yang, X. Wu, Y. Xu, and G. Liu, “Gas–particle phase partitioning and particle size distribution of chlorinated and brominated polycyclic aromatic hydrocarbons in haze,” *Environmental Pollution*, vol. 231, pp. 1601–1608, 2017, doi: 10.1016/J.ENVPOL.2017.09.066.
- [132] J. Ishtiaq, J. H. Syed, W. A. Jadoon, N. Hamid, M. J. Iqbal Chaudhry, M. Shahnawaz, J. Nasir, S. H. Haider Rizvi, P. Chakraborty, J. Li, and G. Zhang, “Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at urban settings in Pakistan: Spatial variations, sources and health risks,” *Chemosphere*, vol. 274, p. 129811, 2021, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.129811.

- [133] “IARC Monographs on the Identification of Carcinogenic Hazards to Humans – INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER.” <https://monographs.iarc.who.int/> (accessed Jan. 17, 2023).
- [134] E. F. C. Simões, A. S. Almeida, A. C. Duarte, and R. M. B. O. Duarte, “Assessing reactive oxygen and nitrogen species in atmospheric and aquatic environments: Analytical challenges and opportunities,” *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, vol. 135, p. 116149, 2021, doi: 10.1016/J.TRAC.2020.116149.
- [135] M. Sklorz, J. J. Briedé, J. Schnelle-Kreis, Y. Liu, J. Cyrus, T. M. De Kok, and R. Zimmermann, “Concentration of Oxygenated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Oxygen Free Radical Formation from Urban Particulate Matter,” *J Toxicol Environ Health*, vol. 70, no. 21, pp. 1866–1869, 2007, doi: 10.1080/15287390701457654.
- [136] J. Wang, X. Niu, J. Sun, Y. Zhang, T. Zhang, Z. Shen, Q. Zhang, H. Xu, X. Li, and R. Zhang, “Source profiles of PM_{2.5} emitted from four typical open burning sources and its cytotoxicity to vascular smooth muscle cells,” *Science of The Total Environment*, vol. 715, p. 136949, 2020, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2020.136949.
- [137] Q. qing Zhu, J. Hou, G. yang Wang, T. Xu, W. Yin, J. Cheng, L. Wang, and J. Yuan, “Impaired lung function related to microenvironmental exposure to PAHs mixture in PM_{2.5}: A repeated measurement study,” *Atmos Pollut Res*, vol. 13, no. 1, p. 101273, 2022, doi: 10.1016/J.APR.2021.101273.
- [138] D. Oughton, S. Hodgkinson, and R. M. Brailsford, *Faber & Kell’s Heating and Air-Conditioning of Buildings*, 11th ed. London, New York: Routledge, AECOM, 2015.
- [139] T. Szul, “Analysis of heat source selection for residential buildings in rural areas,” in *BIO Web of Conferences 10 - Contemporary Research Trends in Agricultural Engineering*, 2018, p. 02034. doi: 10.1051/bioconf/20181002034.
- [140] E. F. Curd and C. A. Howard, “Domestic Hot Water Generation and Distribution,” in *Introduction to Building Services*, 2nd ed., London: Macmillan Press LTD, 1996, pp. 10–15. doi: 10.1007/978-1-349-13298-0_2.
- [141] A. Cincinelli, C. Guerranti, T. Martellini, and R. Scodellini, “Residential wood combustion and its impact on urban air quality in Europe,” *Current Opinion in Environmental Science and Health*, vol. 8, pp. 10–14, 2019. doi: 10.1016/j.coesh.2018.12.007.
- [142] B. Brandelet, C. Rose, C. Rogaume, and Y. Rogaume, “Impact of ignition technique on total emissions of a firewood stove,” *Biomass Bioenergy*, vol. 108, pp. 15–24, 2018, doi: 10.1016/J.BIOMBIOE.2017.10.047.
- [143] H. A. C. Denier van der Gon, R. Bergström, C. Fountoukis, C. Johansson, S. N. Pandis, D. Simpson, and A. J. H. Visschedijk, “Particulate emissions from residential wood combustion in Europe – revised estimates and an evaluation,”

Atmos Chem Phys, vol. 15, no. 11, pp. 6503–6519, 2015, doi: 10.5194/acp-15-6503-2015.

- [144] S. Ozgen, S. Becagli, V. Bernardoni, S. Caserini, D. Caruso, L. Corbella, M. Dell’Acqua, P. Fermo, R. Gonzalez, G. Lonati, S. Signorini, R. Tardivo, E. Tosi, G. Valli, R. Vecchi, and M. Marinovich, “Analysis of the chemical composition of ultrafine particles from two domestic solid biomass fired room heaters under simulated real-world use,” *Atmos Environ*, vol. 150, pp. 87–97, 2017, doi: 10.1016/J.ATMOSENV.2016.11.048.
- [145] M. G. Nugraha, H. Saptoadi, M. Hidayat, B. Andersson, and R. Andersson, “Particulate Matter Reduction in Residual Biomass Combustion,” *Energies (Basel)*, vol. 14, no. 11, p. 3341, 2021, doi: 10.3390/EN14113341.
- [146] “Air pollution — European Environment Agency.” <https://www.eea.europa.eu/themes/air> (accessed Jan. 17, 2023).
- [147] C. B. B. Guerreiro, V. Foltescu, and F. de Leeuw, “Air quality status and trends in Europe,” *Atmos Environ*, vol. 98, pp. 376–384, 2014, doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.09.017.
- [148] J. Liu, R. Man, S. Ma, J. Li, Q. Wu, and J. Peng, “Atmospheric levels and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) bound to PM_{2.5} in Guangzhou, China,” *Mar Pollut Bull*, vol. 100, no. 1, pp. 134–143, 2015, doi: 10.1016/J.MARPOLBUL.2015.09.014.
- [149] “Központi Statisztikai Hivatal (KSH) - Légszennyező anyagok és üvegházhatású gázok kibocsátása.” https://www.ksh.hu/stadat_files/kor/hu/kor0017.html (accessed Jan. 20, 2023).
- [150] “Központi Statisztikai Hivatal (KSH) - Magyarország és Budapest időjárásának adatai.” https://www.ksh.hu/stadat_files/kor/hu/kor0037.html (accessed Jan. 20, 2023).
- [151] Cs. Csontos, “Belefulladunk a fűtési szezonba?,” *Tudás.hu*, 2020. <http://tudas.hu/belefulladunk-a-futesi-szezonba/> (accessed May 14, 2020).
- [152] S. Tirado Herrero, D. Üрге-Vorsatz, and K. Petrichenko, “Fuel poverty alleviation as a co-benefit of climate investments: evidence from Hungary,” *Proceedings of the ECEEE Summer Study*, pp. 1605–1616, 2013.
- [153] V. Kauneliene, E. Krugly, L. Kliucininkas, I. Stasiulaitiene, T. Prasauskas, A. Auzbikaviciute, P. A. Bergqvist, T. Tomsej, and D. Martuzevicius, “PAHs in Indoor and Outdoor Air from Decentralized Heating Energy Production: Comparison of Active and Passive Sampling,” *Polycycl Aromat Compd*, vol. 36, no. 4, pp. 410–428, 2016, doi: 10.1080/10406638.2014.999949.
- [154] A. Hoffer, B. Jancsek-Turóczy, Á. Tóth, G. Kiss, A. Naghiu, E. A. Levei, L. Marmureanu, A. Machon, and A. Gelencsér, “Emission factors for PM₁₀ and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from illegal burning of different types of municipal waste in households,” *Atmos. Chem. Phys*, vol. 20, pp. 16135–16144, 2020, doi: 10.5194/acp-20-16135-2020.

- [155] A. Hoffer, N. Eholade, Á. Tóth, A. Machon, and A. Gelencsér, “Az illegális hulladék égetés hatása a levegőminőségre Budapesten,” *XIV. Magyar Aeroszol konferencia*, 2019. https://www.szfki.hu/mak2019/abstracts/talks/Section_1/1.3_Hoffer_András.pdf (accessed May 20, 2020).
- [156] H. Timonen, F. Mylläri, P. Simonen, M. Aurela, M. Maasikmets, M. Bloss, H. L. Kupri, K. Vainumäe, T. Lepistö, L. Salo, V. Niemelä, S. Seppälä, P. I. Jalava, E. Teinemaa, S. Saarikoski, and T. Rönkkö, “Household solid waste combustion with wood increases particulate trace metal and lung deposited surface area emissions,” *J Environ Manage*, vol. 293, p. 112793, 2021, doi: 10.1016/J.JENVMAN.2021.112793.
- [157] T. Tomsej, J. Horak, S. Tomsejova, K. Krpec, J. Klanova, M. Dej, and F. Hopan, “The impact of co-combustion of polyethylene plastics and wood in a small residential boiler on emissions of gaseous pollutants, particulate matter, PAHs and 1,3,5- triphenylbenzene,” *Chemosphere*, vol. 196, pp. 18–24, 2018, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.12.127.
- [158] Levegő Munkacsoport, “Illegális lakossági szemétegetés hazánkban.” https://www.levego.hu/sites/default/files/Szemetegetes_tanulmany.pdf (accessed May 20, 2020).
- [159] R. Muzyka, M. Chrubasik, M. Pogoda, J. Tarnowska, and M. Sajdak, “Py–GC–MS and PCA Analysis Approach for the Detection of Illegal Waste Combustion Processes In Central Heating Furnaces,” *Chromatographia*, vol. 82, no. 7, pp. 1101–1109, 2019, doi: 10.1007/S10337-019-03747-4/FIGURES/6.
- [160] P. G. Kanellopoulos, E. Verouti, E. Chrysochou, K. Koukoulakis, and E. Bakeas, “Primary and secondary organic aerosol in an urban/industrial site: Sources, health implications and the role of plastic enriched waste burning,” *Journal of Environmental Sciences*, vol. 99, pp. 222–238, 2021, doi: 10.1016/J.JES.2020.06.012.
- [161] R. Akhbarizadeh, S. Dobaradaran, M. Amouei Torkmahalleh, R. Saedi, R. Aibaghi, and F. Faraji Ghasemi, “Suspended fine particulate matter (PM_{2.5}), microplastics (MPs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air: Their possible relationships and health implications,” *Environ Res*, vol. 192, p. 110339, 2021, doi: 10.1016/J.ENVRES.2020.110339.
- [162] R. Verma, K. S. Vinoda, M. Papireddy, and A. N. S. Gowda, “Toxic Pollutants from Plastic Waste- A Review,” *Procedia Environ Sci*, vol. 35, pp. 701–708, 2016, doi: 10.1016/J.PROENV.2016.07.069.
- [163] J. Gasperi, S. L. Wright, R. Dris, F. Collard, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois, F. J. Kelly, and B. Tassin, “Microplastics in air: Are we breathing it in?,” *Curr Opin Environ Sci Health*, vol. 1, pp. 1–5, 2018, doi: 10.1016/J.COESH.2017.10.002.
- [164] J. C. Prata, “Airborne microplastics: Consequences to human health?,” *Environmental Pollution*, vol. 234, pp. 115–126, 2018, doi: 10.1016/J.ENVPOL.2017.11.043.

- [165] S. Sridharan, M. Kumar, L. Singh, N. S. Bolan, and M. Saha, “Microplastics as an emerging source of particulate air pollution: A critical review,” *J Hazard Mater*, vol. 418, p. 126245, 2021, doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2021.126245.
- [166] E. Hroncová, J. Ladomersky, J. Valíček, and L. Dzurenda, “Combustion of Biomass Fuel and Residues: Emissions Production Perspective,” in *Developments in Combustion Technology*, K. G Kyprianidis and J. Skvaril, Eds. InTech, 2016, pp. 3–32. doi: 10.5772/63793.
- [167] L. S. Paraschiv, A. Serban, and S. Paraschiv, “Calculation of combustion air required for burning solid fuels (coal / biomass / solid waste) and analysis of flue gas composition,” in *Energy Reports*, 2020, vol. 6, pp. 36–45. doi: 10.1016/j.egyr.2019.10.016.
- [168] A. Askarova, S. Bolegenova, V. Maximov, S. Bolegenova, N. Askarov, and A. Nugymanova, “Computer Technologies of 3D Modeling by Combustion Processes to Create Effective Methods of Burning Solid Fuel and Reduce Harmful Dust and Gas Emissions into the Atmosphere,” *Energies (Basel)*, vol. 14, no. 5, p. 1236, 2021, doi: 10.3390/EN14051236.
- [169] J. Horak, L. Kubonova, K. Krpec, F. Hopan, P. Kubesa, O. Motyka, V. Laciok, M. Dej, T. Ochodek, and D. Placha, “PAH emissions from old and new types of domestic hot water boilers,” *Environmental Pollution*, vol. 225, pp. 31–39, 2017, doi: 10.1016/J.ENVPOL.2017.03.034.
- [170] K. Křůmal, P. Mikuška, J. Horák, F. Hopan, and L. Kuboňová, “Influence of boiler output and type on gaseous and particulate emissions from the combustion of coal for residential heating,” *Chemosphere*, vol. 278, p. 130402, 2021, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130402.
- [171] C. Schmidl, M. Luisser, E. Padouvas, L. Lasselsberger, M. Rzaca, C. Ramirez, S. Cruz, M. Handler, G. Peng, H. Bauer, and H. Puxbaum, “Particulate and gaseous emissions from manually and automatically fired small scale combustion systems,” *Atmos Environ*, vol. 45, pp. 7443–7454, 2011, doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.05.006.
- [172] L. S. Johansson, B. Leckner, L. Gustavsson, D. Cooper, C. Tullin, and A. Potter, “Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets,” *Atmos Environ*, vol. 38, no. 25, pp. 4183–4195, 2004, doi: 10.1016/J.ATMOSENV.2004.04.020.
- [173] K. L. Bignal, S. Langridge, and J. L. Zhou, “Release of polycyclic aromatic hydrocarbons, carbon monoxide and particulate matter from biomass combustion in a wood-fired boiler under varying boiler conditions,” *Atmos Environ*, vol. 42, no. 39, pp. 8863–8871, 2008, doi: 10.1016/J.ATMOSENV.2008.09.013.
- [174] A. Garcia-Maraver, M. Zamorano, U. Fernandes, M. Rabaçal, and M. Costa, “Relationship between fuel quality and gaseous and particulate matter emissions in a domestic pellet-fired boiler,” *Fuel*, vol. 119, pp. 141–152, 2014, doi: 10.1016/j.fuel.2013.11.037.

- [175] Daniel Ciolkosz, “Characteristics of Biomass as a Heating Fuel,” *Publications Distribution Center, The Pennsylvania State University*, 2010. <https://extension.psu.edu/characteristics-of-biomass-as-a-heating-fuel> (accessed May 14, 2020).
- [176] H. Shen, Z. Luo, R. Xiong, X. Liu, L. Zhang, Y. Li, W. Du, Y. Chen, H. Cheng, G. Shen, and S. Tao, “A critical review of pollutant emission factors from fuel combustion in home stoves,” *Environ Int*, vol. 157, p. 106841, 2021, doi: 10.1016/J.ENVINT.2021.106841.
- [177] A. K. Frey, J. Tissari, K. M. Saarnio, H. J. Timonen, O. Tolonen-Kivimäki, M. A. Aurela, S. K. Saarikoski, U. Makkonen, K. Hytönen, J. Jokiniemi, R. O. Salonen, and R. E. J. Hillamo, “Chemical composition and mass size distribution of fine particulate matter emitted by a small masonry heater,” *Boreal Environment Research*, vol. 14, no. 2, pp. 225–271, 2009, doi: 10.2/JQUERY.MIN.JS.
- [178] J. Tissari, K. Hytönen, O. Sippula, and J. Jokiniemi, “The effects of operating conditions on emissions from masonry heaters and sauna stoves,” *Biomass Bioenergy*, vol. 33, no. 3, pp. 513–520, 2009, doi: 10.1016/J.BIOMBIOE.2008.08.009.
- [179] M. Šyc, J. Horák, F. Hopan, K. Krpec, T. Tomšej, T. Ocelka, and V. Pekárek, “Effect of fuels and domestic heating appliance types on emission factors of selected organic pollutants,” *Environ Sci Technol*, vol. 45, no. 21, pp. 9427–9434, 2011, doi: 10.1021/ES2017945/SUPPL_FILE/ES2017945_SI_001.PDF.
- [180] M. Rabaçal, U. Fernandes, and M. Costa, “Combustion and emission characteristics of a domestic boiler fired with pellets of pine, industrial wood wastes and peach stones,” *Renew Energy*, vol. 51, pp. 220–226, 2013, doi: 10.1016/j.renene.2012.09.020.
- [181] K. Krpec, J. Horák, V. Laciok, F. Hopan, P. Kubesa, H. Lamberg, J. Jokiniemi, and Š. Tomšejová, “Impact of Boiler Type, Heat Output, and Combusted Fuel on Emission Factors for Gaseous and Particulate Pollutants,” *Energy and Fuels*, vol. 30, no. 10, pp. 8448–8456, 2016, doi: 10.1021/ACS.ENERGYFUELS.6B00850.
- [182] M. Edo, N. Ortuño, P.-E. Persson, J. A. Conesa, and S. Jansson, “Emissions of toxic pollutants from co-combustion of demolition and construction wood and household waste fuel blends,” *Chemosphere*, vol. 203, pp. 506–513, 2018, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.03.203.
- [183] L. S. Bäfver, B. Leckner, C. Tullin, and M. Berntsen, “Particle emissions from pellets stoves and modern and old-type wood stoves,” *Biomass Bioenergy*, vol. 35, no. 8, pp. 3648–3655, 2011, doi: 10.1016/J.BIOMBIOE.2011.05.027.
- [184] S. R. Chandrasekaran, P. K. Hopke, A. Hurlbut, and M. Newtown, “Characterization of emissions from grass pellet combustion,” *Energy and Fuels*, vol. 27, no. 9, pp. 5298–5306, 2013, doi: 10.1021/EF4010169/SUPPL_FILE/EF4010169_SI_001.PDF.

- [185] D. Dalkhsuren, K. Iwabuchi, T. Itoh, T. Narita, M. I. Piash, B. Nachin, and G. Sukhbaatar, “Effects of Ash Composition and Combustion Temperature on Reduced Particulate Matter Emission by Biomass Carbonization,” *Bioenergy Res*, 2022, doi: 10.1007/s12155-022-10526-x.
- [186] Y. Niu, H. Tan, and S. Hui, “Ash-related issues during biomass combustion: Alkali-induced slagging, silicate melt-induced slagging (ash fusion), agglomeration, corrosion, ash utilization, and related countermeasures,” *Prog Energy Combust Sci*, vol. 52, pp. 1–61, 2016, doi: 10.1016/J.PECS.2015.09.003.
- [187] H. Beidaghy Dizaji, T. Zeng, H. Hölzig, J. Bauer, G. Klöß, and D. Enke, “Ash transformation mechanism during combustion of rice husk and rice straw,” *Fuel*, vol. 307, p. 121768, 2022, doi: 10.1016/J.FUEL.2021.121768.
- [188] M. Maasikmets, H.-L. Kupri, E. Teinmaa, K. Vainumäe, T. Arumäe, O. Roots, and V. Kimmel, “Emissions from burning municipal solid waste and wood in domestic heaters,” *Atmos Pollut Res*, vol. 7, no. 3, pp. 438–446, 2016, doi: 10.1016/J.APR.2015.10.021.
- [189] S. V. Kakareka, T. I. Kukharchyk, and V. S. Khomich, “Study of PAH emission from the solid fuels combustion in residential furnaces,” *Environmental Pollution*, vol. 133, no. 2, pp. 383–387, 2005, doi: 10.1016/J.ENVPOL.2004.01.009.
- [190] M. Czaplicka, J. Klyta, B. Komosiński, T. Konieczny, and K. Janoszka, “Comparison of carbonaceous compounds emission from the co-combustion of coal and waste in boilers used in residential heating in poland, central europe,” *Energies (Basel)*, vol. 14, no. 17, p. 5326, 2021, doi: 10.3390/EN14175326/S1.
- [191] “KSH - A közszolgáltatás keretében elszállított települési hulladék összetétele (2006–2015).” https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_ur007.html (accessed Oct. 11, 2022).
- [192] Innovációs és Technológiai Minisztérium, “Országos Hulladékgazdálkodási Terv 2021-2027.”
- [193] Plastics Europe, “Plastics-the Facts 2017: An analysis of European plastics production, demand and waste data.” https://www.plasticseurope.org/application/files/1715/2111/1527/Plastics_the_facts_2017_FINAL_for_website.pdf (accessed Jan. 14, 2021).
- [194] E. Jusli, H. M. Nor, R. P. Jaya, Z. Haron, and A. Mohamed, “A Review of Double Layer Rubberized Concrete Paving Blocks,” *Journal of Engineering Research and Technology*, vol. 2, no. 2, pp. 136–140, 2015.
- [195] A. Gursel, E. Akca, and N. Sen, “A review on devulcanization of waste tire rubber,” *Periodicals of Engineering and Natural Sciences*, vol. 6, no. 1, pp. 154–160, 2018, doi: 10.21533/PEN.V6I1.167.
- [196] C. Fragassa, “Investigations into the Degradation of PTFE Surface Properties by Accelerated Aging Tests,” *Tribology in Industry*, vol. 38, no. 2, pp. 241–248, 2016.

- [197] W. Zhou, Z. Gong, L. Zhang, Y. Liu, J. Yan, and M. Zhao, “Feasibility of lipid production from waste paper by the oleaginous yeast *Cryptococcus curvatus*,” *Bioresources*, vol. 12, no. 3, pp. 5249–5263, 2017, doi: 10.15376/BIORES.12.3.5249-5263.
- [198] L. Sørum, M. G. Grønli, and J. E. Hustad, “Pyrolysis characteristics and kinetics of municipal solid wastes,” *Fuel*, vol. 80, no. 9, pp. 1217–1227, 2001, doi: 10.1016/S0016-2361(00)00218-0.
- [199] Y. Ma, M. Hummel, M. Määttänen, A. Särkilahti, A. Harlin, and H. Sixta, “Upcycling of waste paper and cardboard to textiles,” *Green Chemistry*, vol. 18, no. 3, pp. 858–866, 2016, doi: 10.1039/C5GC01679G.
- [200] J. J. M. Berdowski, P. Verhoeve, and C. Veldt, *Emission Inventory Guidebook: Combustion in energy and transformation industries*. 1999.
- [201] K. M. Win, T. Persson, and C. Bales, “Particles and gaseous emissions from realistic operation of residential wood pellet heating systems,” *Atmos Environ*, vol. 59, pp. 320–327, 2012, doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.05.016.
- [202] K. Nuutinen, J. Jokiniemi, O. Sippula, H. Lamberg, J. Sutinen, P. Horttanainen, and J. Tissari, “Effect of air staging on fine particle, dust and gaseous emissions from masonry heaters,” *Biomass Bioenergy*, vol. 67, pp. 167–178, 2014, doi: 10.1016/j.biombioe.2014.04.033.
- [203] Under Central Motor Vehicle Rules – Technical Standing Committee Set-Up By Ministry Of Road Transport & Highways (Department Of Road Transport & Highways) Government Of India, “Calculation Of The Mass Emissions Of Pollutants,” *Testing Type Approval (TAP) and Conformity Of Production(COP) of Vehicles for Emission per CMVR 115, 116 AND 126 109 Regulations*. <https://search.regnetsolutions.com/market/regs/ind/1> (accessed Jan. 14, 2021).
- [204] Madur Electronics, “PRINCIPLES OF CALCULATING RESULTS BY THE MADUR GAS ANALYSERS Information brochure.”
- [205] A. Dhahak, R. Bounaceur, C. Le Dreff-Lorimier, G. Schmidt, G. Trouve, and F. Battin-Leclerc, “Development of a detailed kinetic model for the combustion of biomass,” *Fuel*, vol. 242, pp. 756–774, 2019, doi: 10.1016/J.FUEL.2019.01.093.
- [206] G. Xiao, M. Ni, Y. Chi, B. Jin, R. Xiao, Z. Zhong, and Y. Huang, “Gasification characteristics of MSW and an ANN prediction model,” *Waste Management*, vol. 29, no. 1, pp. 240–244, 2009, doi: 10.1016/j.wasman.2008.02.022.
- [207] H. Zhou, A. Meng, Y. Long, Q. Li, and Y. Zhang, “An overview of characteristics of municipal solid waste fuel in China: Physical, chemical composition and heating value,” *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 36, pp. 107–122, 2014, doi: 10.1016/j.rser.2014.04.024.
- [208] G. Özsin and A. E. Pütün, “A comparative study on co-pyrolysis of lignocellulosic biomass with polyethylene terephthalate, polystyrene, and polyvinyl chloride: Synergistic effects and product characteristics,” *J Clean Prod*, vol. 205, pp. 1127–1138, 2018, doi: 10.1016/j.jclepro.2018.09.134.

- [209] D. Czajczyńska, R. Krzyżyńska, H. Jouhara, and N. Spencer, “Use of pyrolytic gas from waste tire as a fuel: A review,” *Energy*, vol. 134, pp. 1121–1131, 2017, doi: 10.1016/J.ENERGY.2017.05.042.
- [210] J. Kandasamy and I. Gökalp, “Pyrolysis, combustion, and steam gasification of various types of scrap tires for energy recovery,” *Energy and Fuels*, vol. 29, no. 1, pp. 346–354, 2015, doi: 10.1021/EF502283S.
- [211] J. E. Mark, *Physical Properties of Polymers Handbook*. New York: Springer, 2007. doi: 10.1007/978-0-387-69002-5.
- [212] J. B. Huang, G. S. Zeng, X. S. Li, X. C. Cheng, and H. Tong, “Theoretical studies on bond dissociation enthalpies for model compounds of typical plastic polymers,” *IOP Conf Ser Earth Environ Sci*, vol. 167, p. 012029, 2018, doi: 10.1088/1755-1315/167/1/012029.
- [213] “The Essential Chemical Industry - Polymers.” <https://www.essentialchemicalindustry.org/polymers.html> (accessed Jul. 19, 2021).
- [214] E. Sarioğlu and H. K. Kaynak, “PET Bottle Recycling for Sustainable Textiles,” in *Polyester - Production, Characterization and Innovative Applications*, N. O. Camlibel, Ed. IntechOpen, 2017, pp. 5–20. doi: 10.5772/INTECHOPEN.72589.
- [215] S. H. Park and S. H. Kim, “Poly (ethylene terephthalate) recycling for high value added textiles,” *Fashion and Textiles 2014 1:1*, vol. 1, p. 1, 2014, doi: 10.1186/S40691-014-0001-X.
- [216] J. Nisar, G. Ali, N. Ullah, I. A. Awan, M. Iqbal, A. Shah, Sirajuddin, M. Sayed, T. Mahmood, and M. S. Khan, “Pyrolysis of waste tire rubber: Influence of temperature on pyrolysates yield,” *J Environ Chem Eng*, vol. 6, no. 2, pp. 3469–3473, 2018, doi: 10.1016/J.JECE.2018.05.021.
- [217] M. Juma, Z. Koreňová, J. Markoš, L. Jelemensky, and M. Bafnec, “Experimental study of pyrolysis and combustion of scrap tire,” *Polym Adv Technol*, vol. 18, no. 2, pp. 144–148, 2007, doi: 10.1002/PAT.811.
- [218] Y. T. Tang, X. Q. Ma, C. Zhang, Q. H. Yu, and Y. Fan, “Effects of sorbents on the heavy metals control during tire rubber and polyethylene combustion in CO₂/O₂ and N₂/O₂ atmospheres,” *Fuel*, vol. 165, pp. 272–278, 2016, doi: 10.1016/J.FUEL.2015.10.038.
- [219] Y. T. Tang, X. Q. Ma, Z. Y. Lai, and Y. Fan, “Thermogravimetric analyses of co-combustion of plastic, rubber, leather in N₂/O₂ and CO₂/O₂ atmospheres,” *Energy*, vol. 90, pp. 1066–1074, 2015, doi: 10.1016/J.ENERGY.2015.08.015.
- [220] M. Bekhiti, H. Trouzine, and A. Asroun, “Properties of Waste Tire Rubber Powder,” *Technology & Applied Science Research*, vol. 4, no. 4, pp. 669–672, 2014.

- [221] J. K. Modh, S. A. Namjoshi, and S. A. Channiwala, “Kinetics and Pyrolysis of Glossy Paper Waste,” *International Journal of Engineering Research and Applications (IJERA)*, vol. 2, no. 2, pp. 1067–1074, 2012.
- [222] L. Sørum, Ø. Skreiberg, P. Glarborg, A. Jensen, and K. Dam-Johansen, “Formation of NO from combustion of volatiles from municipal solid wastes,” *Combust Flame*, vol. 124, no. 1–2, pp. 195–212, 2001, doi: 10.1016/S0010-2180(00)00194-2.
- [223] A. Skreiberg, O. Skreiberg, J. Sandquist, and L. Sørum, “TGA and macro-TGA characterisation of biomass fuels and fuel mixtures,” *Fuel*, vol. 90, no. 6, pp. 2182–2197, 2011, doi: 10.1016/J.FUEL.2011.02.012.
- [224] C. Zhou, W. Yang, and W. Blasiak, “Characteristics of waste printing paper and cardboard in a reactor pyrolyzed by preheated agents,” *Fuel Processing Technology*, vol. 116, pp. 63–71, 2013, doi: 10.1016/J.FUPROC.2013.04.023.
- [225] M. Bica, M. S. Sofronie, and C. D. Cernaianu, “Solid fuels behavior revealed by thermo-gravimetric analysis,” *Applied Mechanics and Materials*, vol. 659, pp. 301–306, 2014, doi: 10.4028/www.scientific.net/AMM.659.301.
- [226] I. Boumanchar, Y. Chhiti, F. E. M’hamdi Alaoui, M. Elkhouchi, A. Sahibed-dine, F. Bentiss, C. Jama, and M. Bensitel, “Investigation of (co)-combustion kinetics of biomass, coal and municipal solid wastes,” *Waste Management*, vol. 97, pp. 10–18, 2019, doi: 10.1016/J.WASMAN.2019.07.033.
- [227] Y. Wen, I. N. Zaini, S. Wang, W. Mu, P. G. Jönsson, and W. Yang, “Synergistic effect of the co-pyrolysis of cardboard and polyethylene: A kinetic and thermodynamic study,” *Energy*, vol. 229, p. 120693, 2021, doi: 10.1016/J.ENERGY.2021.120693.
- [228] D. Porshnov, V. Ozols, L. Ansone-Bertina, J. Burlakovs, and M. Klavins, “Thermal decomposition study of major refuse derived fuel components,” *Energy Procedia*, vol. 147, pp. 48–53, 2018, doi: 10.1016/J.EGYPRO.2018.07.032.
- [229] E. Syguła, K. Świechowski, M. Hejna, I. Kunaszyk, and A. Białowiec, “Municipal solid waste thermal analysis—pyrolysis kinetics and decomposition reactions,” *Energies (Basel)*, vol. 14, no. 15, p. 4510, 2021, doi: 10.3390/EN14154510.
- [230] F. Gaál, I. Szöllösy, M. Arnold, and F. Paulik, “Determination of the organic matter, metal carbonate and mobile water in soils simultaneous TG, DTG, DTA and EGA techniques,” *J Therm Anal Calorim*, vol. 42, no. 5, pp. 1007–1016, 2007, doi: 10.1007/BF02547123.
- [231] M. R. Semmes, X. Liu, M. B. Mckinnon, S. I. Stoliarov, and A. Witkowski, “A model for oxidative pyrolysis of corrugated cardboard,” *Fire Safety Science*, vol. 11, pp. 111–123, 2014, doi: 10.3801/IAFSS.FSS.11-111.
- [232] S. K. Singh and S. A. Namjoshi, “Evaluation of Thermal Degradation Behavior of Cardboard Waste,” in *Intelligent Energy Management Technologies*, 2021, pp. 45–52. doi: 10.1007/978-981-15-8820-4_4.

- [233] G. J. Faughey, S. S. Sharma, and R. D. McCall, "Determining fiber fineness in flax using derivative thermogravimetric analysis, scanning electron microscopy, and airflow methods," *J Appl Polym Sci*, vol. 75, pp. 508–514, 2000, doi: 10.1002/(SICI)1097-4628(20000124)75:4<508::AID-APP5>3.0.CO;2-L.
- [234] N. Abidi, E. Hequet, and D. Ethridge, "Thermogravimetric analysis of cotton fibers: Relationships with maturity and fineness," *J Appl Polym Sci*, vol. 103, no. 6, pp. 3476–3482, 2007, doi: 10.1002/app.24465.
- [235] S. Munir, S. S. Daood, W. Nimmo, A. M. Cunliffe, and B. M. Gibbs, "Thermal analysis and devolatilization kinetics of cotton stalk, sugar cane bagasse and shea meal under nitrogen and air atmospheres," *Bioresour Technol*, vol. 100, no. 3, pp. 1413–1418, 2009, doi: 10.1016/j.biortech.2008.07.065.
- [236] H. S. Yang, A. Kiziltas, and D. J. Gardner, "Thermal analysis and crystallinity study of cellulose nanofibril-filled polypropylene composites," in *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 2013, vol. 113, no. 2, pp. 673–682. doi: 10.1007/s10973-012-2770-z.
- [237] S. Ray and R. P. Cooney, "Thermal degradation of polymer and polymer composites," in *Handbook of Environmental Degradation Of Materials*, 3rd ed., Myer Kutz, Ed. Elsevier Inc., 2018, pp. 185–206. doi: 10.1016/B978-0-323-52472-8.00009-5.
- [238] E. Tarani, Z. Terzopoulou, D. N. Bikiaris, T. Kyratsi, K. Chrissafis, and G. Vourlias, "Thermal conductivity and degradation behavior of HDPE/graphene nanocomposites: Pyrolysis, kinetics and mechanism," *J Therm Anal Calorim*, vol. 129, no. 3, pp. 1715–1726, 2017, doi: 10.1007/s10973-017-6342-0.
- [239] W. Żukowski, D. Jankowski, J. Baron, and J. Wrona, "Combustion dynamics of polymer wastes in a bubbling fluidized bed," *J Clean Prod*, vol. 320, p. 128807, 2021, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2021.128807.
- [240] M. Akay, *Introduction to Polymer Science and Technology*. Ventus Publishing ApS, 2012.
- [241] M. A. Dalhat and H. I. Al-Abdul Wahhab, "Performance of recycled plastic waste modified asphalt binder in Saudi Arabia," *International Journal of Pavement Engineering*, vol. 18, no. 4, pp. 349–357, 2017, doi: 10.1080/10298436.2015.1088150.
- [242] P. Phulkerd, S. Arayachukeat, T. Huang, T. Inoue, S. Nobukawa, and M. Yamaguchi, "Melting point elevation of isotactic polypropylene," *Journal of Macromolecular Science, Part B: Physics*, vol. 53, no. 7, pp. 1222–1230, 2014, doi: 10.1080/00222348.2014.895624.
- [243] D. Price, G. Anthony, and P. Carty, "Introduction: polymer combustion, condensed phase pyrolysis and smoke formation," in *Fire Retardant Materials*, A. R. Horrocks, and D. Price, Eds. Woodhead Publishing Limited, 2001, pp. 1–30.

- [244] M. A. Ramazanov, A. S. Huseynova, N. A. Eyubova, and S. A. Abasov, “Thermal properties and changes in phase structure of PP+ MnO 2-based compositions,” *OPTOELECTRONICS AND ADVANCED MATERIALS-RAPID COMMUNICATIONS*, vol. 4, no. 12, pp. 2003–2007, 2010.
- [245] E. Jakab, G. Várhegyi, and O. Faix, “Thermal decomposition of polypropylene in the presence of wood-derived materials,” *J Anal Appl Pyrolysis*, vol. 56, no. 2, pp. 273–285, 2000, doi: 10.1016/S0165-2370(00)00101-7.
- [246] C. Longo, M. Savaris, M. Zeni, R. N. Brandalise, and A. M. C. Grisa, “Degradation study of polypropylene (PP) and Bioriented polypropylene (BOPP) in the environment,” *Materials Research*, vol. 14, no. 4, pp. 442–448, 2011, doi: 10.1590/S1516-14392011005000080.
- [247] G. Madhu, H. Bhunia, P. K. Bajpai, and V. Chaudhary, “Mechanical and morphological properties of high density polyethylene and polylactide blends,” *Journal of Polymer Engineering*, vol. 34, no. 9, pp. 813–821, 2014, doi: 10.1515/polyeng-2013-0174.
- [248] S. Kumar and R. K. Singh, “Thermolysis of High-Density Polyethylene to Petroleum Products,” *Journal of Petroleum Engineering*, vol. 2013, pp. 1–7, 2013, doi: 10.1155/2013/987568.
- [249] R. Banat and M. M. Fares, “Thermo-Gravimetric Stability of High Density Polyethylene Composite Filled with Olive Shell Flour ,” *American Journal of Polymer Science*, vol. 5, no. 3, pp. 65–74, 2015, doi: 10.5923/j.ajps.20150503.02.
- [250] G. Ganeshan, K. P. Shadangi, and K. Mohanty, “Degradation kinetic study of pyrolysis and co-pyrolysis of biomass with polyethylene terephthalate (PET) using Coats–Redfern method,” *J Therm Anal Calorim*, vol. 131, no. 2, pp. 1803–1816, 2018, doi: 10.1007/s10973-017-6597-5.
- [251] U. Hujuri, A. K. Ghoshal, and S. Gumma, “Temperature-dependent pyrolytic product evolution profile for polyethylene terephthalate,” *J Appl Polym Sci*, vol. 130, no. 6, pp. 3993–4000, 2013, doi: 10.1002/app.39681.
- [252] R. Kinoshita, Y. Teramoto, T. Nakano, and H. Yoshida, “Thermal degradation of polyesters by simultaneous TG-DTA/FT-IR analysis,” *Journal of Thermal Analysis*, vol. 38, no. 8, pp. 1891–1900, 1992, doi: 10.1007/BF01974683.
- [253] G. G. Choi, S. H. Jung, S. J. Oh, and J. S. Kim, “Total utilization of waste tire rubber through pyrolysis to obtain oils and CO₂ activation of pyrolysis char,” *Fuel Processing Technology*, vol. 123, pp. 57–64, 2014, doi: 10.1016/J.FUPROC.2014.02.007.
- [254] A. Ramirez-Canon, Y. F. Muñoz-Camelo, and P. Singh, “Decomposition of Used Tyre Rubber by Pyrolysis: Enhancement of the Physical Properties of the Liquid Fraction Using a Hydrogen Stream,” *Environments 2018*, Vol. 5, Page 72, vol. 5, no. 6, p. 72, 2018, doi: 10.3390/ENVIRONMENTS5060072.

- [255] W. Ye, X. Xu, M. Zhan, Q. Huang, X. Li, W. Jiao, and Y. Yin, “Formation behavior of PAHs during pyrolysis of waste tires,” *J Hazard Mater*, vol. 435, p. 128997, 2022, doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2022.128997.
- [256] S. Seidelt, M. Müller-Hagedorn, and H. Bockhorn, “Description of tire pyrolysis by thermal degradation behaviour of main components,” *J Anal Appl Pyrolysis*, vol. 75, no. 1, pp. 11–18, 2006, doi: 10.1016/J.JAAP.2005.03.002.
- [257] M. Betancur, J. D. Martínez, and R. Murillo, “Production of activated carbon by waste tire thermochemical degradation with CO₂,” *J Hazard Mater*, vol. 168, no. 2–3, pp. 882–887, 2009, doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2009.02.167.
- [258] Z. Mikulova, I. Sedenkova, L. Matejova, M. Večeř, and V. Dombek, “Study of carbon black obtained by pyrolysis of waste scrap tyres,” *J Therm Anal Calorim*, vol. 111, pp. 1475–1481, 2013, doi: 10.1007/s10973-012-2340-4.
- [259] F. Cataldo, “Further insight into some properties of pyrolytic carbon black obtained from scrap truck tires,” *Fullerenes Nanotubes and Carbon Nanostructures*, pp. 995–1001, 2020, doi: 10.1080/1536383X.2020.1789592.
- [260] H. Wang, P. Apostolidis, J. Zhu, X. Liu, A. Skarpas, and S. Erkens, “The role of thermodynamics and kinetics in rubber–bitumen systems: a theoretical overview,” *International Journal of Pavement Engineering*, vol. 22, no. 14, pp. 1785–1800, 2021, doi: 10.1080/10298436.2020.1724289.
- [261] Q. Wang, G. Wang, J. Zhang, and H. Wang, “Thermal and kinetic behaviors of pyrolytic carbon black and gas coal in co-combustion,” *J Therm Anal Calorim*, vol. 137, pp. 193–204, 2019, doi: 10.1007/s10973-018-7938-8.
- [262] S. Vichaphund, D. Aht-ong, V. Sricharoenchaikul, and D. Atong, “Effect of CV-ZSM-5, Ni-ZSM-5 and FA-ZSM-5 catalysts for selective aromatic formation from pyrolytic vapors of rubber wastes,” *J Anal Appl Pyrolysis*, vol. 124, pp. 733–741, 2017, doi: 10.1016/J.JAAP.2016.11.011.
- [263] E. C. Rada, M. Ragazzi, R. D. Maschio, M. Ischia, and V. N. Panaitescu, “Energy recovery from tyres waste through thermal option,” *U.P.B. Sci. Bull., Series D*, vol. 74, no. 4, pp. 201–210, 2012.
- [264] J. Han, W. Li, D. Liu, L. Qin, W. Chen, and F. Xing, “Pyrolysis characteristic and mechanism of waste tyre: A thermogravimetry-mass spectrometry analysis,” *J Anal Appl Pyrolysis*, vol. 129, pp. 1–5, 2018, doi: 10.1016/J.JAAP.2017.12.016.
- [265] F. Xu, B. Wang, D. Yang, X. Ming, Y. Jiang, J. Hao, Y. Qiao, and Y. Tian, “TG-FTIR and Py-GC/MS study on pyrolysis mechanism and products distribution of waste bicycle tire,” *Energy Convers Manag*, vol. 175, pp. 288–297, 2018, doi: 10.1016/J.ENCONMAN.2018.09.013.
- [266] Z. Čepić, V. Mihajlović, S. Đurić, M. Milotić, M. Stošić, B. Stepanov, and M. I. Mićunović, “Experimental Analysis of Temperature Influence on Waste Tire Pyrolysis,” *Energies (Basel)*, vol. 14, no. 17, p. 5403, 2021, doi: 10.3390/EN14175403.

- [267] A. Plis, J. A. Lasek, J. Zuwała, C. C. Yu, and A. Iluk, “Combustion performance evaluation of *Posidonia oceanica* using TGA and bubbling fluidized-bed combustor (batch reactor),” *Journal of Sustainable Mining*, vol. 15, no. 4, pp. 181–190, 2016, doi: 10.1016/J.JSM.2017.03.006.
- [268] I. Galan, F. P. Glasser, and C. Andrade, “Calcium carbonate decomposition,” *J Therm Anal Calorim*, vol. 111, no. 2, pp. 1197–1202, 2013, doi: 10.1007/S10973-012-2290-X/FIGURES/12.
- [269] J. M. Valverde, A. Perejon, S. Medina, and L. A. Perez-Maqueda, “Thermal decomposition of dolomite under CO₂: insights from TGA and in situ XRD analysis,” *Physical Chemistry Chemical Physics*, vol. 17, no. 44, pp. 30162–30176, 2015, doi: 10.1039/C5CP05596B.
- [270] K. S. P. Karunadasa, C. H. Manoratne, H. M. T. G. A. Pitawala, and R. M. G. Rajapakse, “Thermal decomposition of calcium carbonate (calcite polymorph) as examined by in-situ high-temperature X-ray powder diffraction,” *Journal of Physics and Chemistry of Solids*, vol. 134, pp. 21–28, 2019, doi: 10.1016/J.JPCS.2019.05.023.
- [271] P. Ptáček, F. Šoukal, and T. Opravil, “Thermal decomposition of ferroan dolomite: A comparative study in nitrogen, carbon dioxide, air and oxygen,” *Solid State Sci*, vol. 122, p. 106778, 2021, doi: 10.1016/J.SOLIDSTATESCIENCES.2021.106778.
- [272] A. I. Al-Mosawi, H. Ammash, M. H. Al-Maamori, and A. Hashim, “Flammability action of tires material after adding flame inhibitor,” *Baghdad Science Journal*, vol. 10, no. 3, pp. 1057–1061, 2013.
- [273] O. Senneca, R. Chirone, and P. Salatino, “Oxidative pyrolysis of solid fuels,” *J Anal Appl Pyrolysis*, vol. 71, no. 2, pp. 959–970, 2004, doi: 10.1016/J.JAAP.2003.12.006.
- [274] G. Rosace, V. Migani, E. Guido, and C. Colleoni, “Flame Retardant Finishing for Textiles,” in *Flame Retardants*, vol. 45, no. 4, Springer, Cham, 2015, pp. 209–246. doi: 10.1007/978-3-319-03467-6_9.
- [275] T. R. Hull, A. A. Stec, K. Lebek, and D. Price, “Factors affecting the combustion toxicity of polymeric materials,” *Polym Degrad Stab*, vol. 92, no. 12, pp. 2239–2246, 2007, doi: 10.1016/J.POLYMDEGRADSTAB.2007.03.032.
- [276] M. Dzięcioł and J. Trzeszczyński, “Temperature and Atmosphere Influences on Smoke Composition during Thermal Degradation of Poly(ethylene terephthalate),” *J Appl Polym Sci*, vol. 81, no. 12, pp. 3064–3068, 2001, doi: 10.1002/APP.1757.
- [277] Y. A. Levendis, A. Atal, J. B. Carlson, and M. Del Mar Esperanza Quintana, “Pah and soot emissions from burning components of medical waste: Examination/surgical gloves and cotton pads,” *Chemosphere*, vol. 42, no. 5–7, pp. 775–783, 2001, doi: 10.1016/S0045-6535(00)00251-4.

- [278] J. Moltó, J. A. Conesa, R. Font, and I. Martín-Gullón, “Organic compounds produced during the thermal decomposition of cotton fabrics,” *Environ Sci Technol*, vol. 39, no. 14, pp. 5141–5147, 2005, doi: 10.1021/ES0482435.
- [279] I. Martín-Gullón, M. Esperanza, and R. Font, “Kinetic model for the pyrolysis and combustion of poly-(ethylene terephthalate) (PET),” *J Anal Appl Pyrolysis*, vol. 58–59, pp. 635–650, 2001, doi: 10.1016/S0165-2370(00)00141-8.
- [280] J. Moltó, R. Font, and J. A. Conesa, “Study of the organic compounds produced in the pyrolysis and combustion of used polyester fabrics,” *Energy and Fuels*, vol. 20, no. 5, pp. 1951–1958, 2006, doi: 10.1021/EF060205E.
- [281] F. Reisen, M. Bhujel, and J. Leonard, “Particle and volatile organic emissions from the combustion of a range of building and furnishing materials using a cone calorimeter,” *Fire Saf J*, vol. 69, pp. 76–88, 2014, doi: 10.1016/J.FIRESAF.2014.08.008.
- [282] T. Chilton, S. Burnley, and S. Nesaratnam, “A life cycle assessment of the closed-loop recycling and thermal recovery of post-consumer PET,” *Resour Conserv Recycl*, vol. 54, no. 12, pp. 1241–1249, 2010, doi: 10.1016/J.RESCONREC.2010.04.002.
- [283] A. Aboulkas, K. El harfi, and A. El Bouadili, “Thermal degradation behaviors of polyethylene and polypropylene. Part I: Pyrolysis kinetics and mechanisms,” *Energy Convers Manag*, vol. 51, no. 7, pp. 1363–1369, 2010, doi: 10.1016/J.ENCONMAN.2009.12.017.
- [284] C. Guan, C. S. Cheung, X. Li, and Z. Huang, “Effects of oxygenated fuels on the particle-phase compounds emitted from a diesel engine,” *Atmos Pollut Res*, vol. 8, no. 2, pp. 209–220, 2017, doi: 10.1016/J.APR.2016.08.005.
- [285] T. Panagiotou, Y. A. Levendis, J. Carlson, Y. M. Dunayevskiy, and P. Vouros, “Aromatic Hydrocarbon Emissions from Burning Poly(styrene), Poly(ethylene) and PVC Particles at High Temperatures,” *Combustion Science and Technology*, vol. 116–117, no. 1–6, pp. 91–128, 1996, doi: 10.1080/00102209608935545.
- [286] S. Singh and V. Prakash, “The effect of temperature on PAHs emission from incineration of acrylic waste,” *Environ Monit Assess*, vol. 127, pp. 73–77, 2007, doi: 10.1007/s10661-006-9260-3.
- [287] F. Guo and Z. Zhong, “Optimization of the co-combustion of coal and composite biomass pellets,” *J Clean Prod*, vol. 185, pp. 399–407, 2018, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2018.03.064.
- [288] S. K. Durlak, P. Biswas, J. Shi, and M. J. Bernhard, “Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Particulate and Gaseous Emissions from Polystyrene Combustion,” *Environ Sci Technol*, vol. 32, no. 15, pp. 2301–2307, 1998, doi: 10.1021/ES9709031.
- [289] J. Růžičková, M. Kucbel, H. Raclavská, B. Švédová, K. Raclavský, and D. Juchelková, “Comparison of organic compounds in char and soot from the

- combustion of biomass in boilers of various emission classes,” *J Environ Manage*, vol. 236, pp. 769–783, 2019, doi: 10.1016/J.JENVMAN.2019.02.038.
- [290] L. Cabrales and N. Abidi, “On the thermal degradation of cellulose in cotton fibers,” *J Therm Anal Calorim*, vol. 102, no. 2, pp. 485–491, 2010, doi: 10.1007/s10973-010-0911-9.
- [291] M. Kleen and G. Gellerstedt, “Influence of inorganic species on the formation of polysaccharide and lignin degradation products in the analytical pyrolysis of pulps,” *J Anal Appl Pyrolysis*, vol. 35, no. 1, pp. 15–41, 1995, doi: 10.1016/0165-2370(95)00893-J.
- [292] J. He, J. Li, Q. Huang, and J. Yan, “Release characteristics of potassium and sodium during pellet combustion of typical MSW fractions using the FES method,” *Combust Flame*, vol. 244, p. 112233, 2022, doi: 10.1016/J.COMBUSTFLAME.2022.112233.
- [293] K. Bralewska and J. Rakowska, “Concentrations of Particulate Matter and PM-Bound Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Released during Combustion of Various Types of Materials and Possible Toxicological Potential of the Emissions: The Results of Preliminary Studies,” *Int J Environ Res Public Health*, vol. 17, no. 9, p. 3202, 2020, doi: 10.3390/IJERPH17093202.
- [294] K. Cheng, J.-Y. Li, Y. Wang, W.-W. Ji, and Y. Cao, “Characterization and Risk Assessment of Airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons From Open Burning of Municipal Solid Waste,” *Front Environ Sci*, vol. 10, p. 861770, 2022, doi: 10.3389/FENVS.2022.861770.
- [295] Y. H. Kim, S. H. Warren, I. Kooter, W. C. Williams, I. J. George, S. A. Vance, M. D. Hays, M. A. Higuchi, S. H. Gavett, D. M. DeMarini, I. Jaspers, and M. I. Gilmour, “Chemistry, lung toxicity and mutagenicity of burn pit smoke-related particulate matter,” *Part Fibre Toxicol*, vol. 18, p. 45, 2021, doi: 10.1186/s12989-021-00435-w.
- [296] S. Liu, C. Wang, S. Zhang, J. Liang, F. Chen, and K. Zhao, “Formation and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) derived from coal seam combustion: A case study of the Ulanqab lignite from Inner Mongolia, northern China,” *Int J Coal Geol*, vol. 90–91, pp. 126–134, 2012, doi: 10.1016/J.COAL.2011.11.005.
- [297] R. P. Pokhrel, J. Gordon, M. N. Fiddler, and S. Bililign, “Determination of Emission Factors of Pollutants From Biomass Burning of African Fuels in Laboratory Measurements,” *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 126, no. 20, p. e2021JD034731, 2021, doi: 10.1029/2021JD034731.
- [298] E. Carter, C. Norris, K. L. Dionisio, K. Balakrishnan, W. Checkley, M. L. Clark, S. Ghosh, D. W. Jack, P. L. Kinney, J. D. Marshall, L. P. Naeher, J. L. Peel, S. Sambandam, J. J. Schauer, K. R. Smith, B. J. Wylie, and J. Baumgartner, “Assessing exposure to household air pollution: A systematic review and pooled analysis of carbon monoxide as a surrogate measure of particulate matter,” *Environ Health Perspect*, vol. 125, no. 7, p. 076002, 2017, doi: 10.1289/EHP767.

- [299] V. T. Nguyen, T. B. Nguyen, C. W. Chen, C. M. Hung, T. D. H. Vo, J. H. Chang, and C. Di Dong, “Influence of pyrolysis temperature on polycyclic aromatic hydrocarbons production and tetracycline adsorption behavior of biochar derived from spent coffee ground,” *Bioresour Technol*, vol. 284, pp. 197–203, 2019, doi: 10.1016/J.BIORTECH.2019.03.096.
- [300] A. Enell, F. Fuhrman, L. Lundin, P. Warfvinge, and G. Thelin, “Polycyclic aromatic hydrocarbons in ash: Determination of total and leachable concentrations,” *Environmental Pollution*, vol. 152, no. 2, pp. 285–292, 2008, doi: 10.1016/J.ENVPOL.2007.06.055.
- [301] R. E. Masto, E. Sarkar, J. George, K. Jyoti, P. Dutta, and L. C. Ram, “PAHs and potentially toxic elements in the fly ash and bed ash of biomass fired power plants,” *Fuel Processing Technology*, vol. 132, pp. 139–152, 2015, doi: 10.1016/J.FUPROC.2014.12.036.
- [302] I. Johansson and B. Van Bavel, “Polycyclic aromatic hydrocarbons in weathered bottom ash from incineration of municipal solid waste,” *Chemosphere*, vol. 53, no. 2, pp. 123–128, 2003, doi: 10.1016/S0045-6535(03)00299-6.
- [303] T. Makonese, P. Forbes, L. Mudau, and H. J. Annegarn, “Aerosol particle morphology of residential coal combustion smoke,” *THE CLEAN AIR JOURNAL*, vol. 24, no. 2, pp. 24–28, 2014, doi: 10.17159/caj/2014/24/2.7064.
- [304] B. Li, H. Fan, S. Ding, Y. Luan, and Y. Sun, “Influence of Temperature on Characteristics of Particulate Matter and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals during Sewage Sludge Pyrolysis,” *Materials 2021, Vol. 14, Page 5838*, vol. 14, no. 19, p. 5838, 2021, doi: 10.3390/MA14195838.
- [305] F. A. Atiku, E. J. S. Mitchell, A. R. Lea-Langton, J. M. Jones, A. Williams, and K. D. Bartle, “The Impact of Fuel Properties on the Composition of Soot Produced by the Combustion of Residential Solid Fuels in a Domestic Stove,” *Fuel Processing Technology*, vol. 151, pp. 117–125, 2016, doi: 10.1016/j.fuproc.2016.05.032.
- [306] B. E. Shemwell and Y. A. Levendis, “Particulates generated from combustion of polymers (plastics),” *J Air Waste Manage Assoc*, vol. 50, no. 1, pp. 94–102, 2000, doi: 10.1080/10473289.2000.10463994.
- [307] J. Caponero, J. A. S. Tenório, Y. A. Levendis, and J. B. Carlson, “Emissions of batch combustion of waste tire chips: The pyrolysis effect,” *Combustion Science and Technology*, vol. 177, no. 2, pp. 347–381, 2005, doi: 10.1080/00102200590900516.
- [308] D. Huang, C. Guo, and L. Shi, “Experimental investigation on the morphology of soot aggregates from the burning of typical solid and liquid fuels,” *Journal of Nanoparticle Research*, vol. 19, no. 3, pp. 1–12, 2017, doi: 10.1007/S11051-017-3786-X.
- [309] L. Liu, S. Kong, Y. Zhang, Y. Wang, L. Xu, Q. Yan, A. P. Lingaswamy, Z. Shi, S. Lv, H. Niu, L. Shao, M. Hu, D. Zhang, J. Chen, X. Zhang, and W. Li,

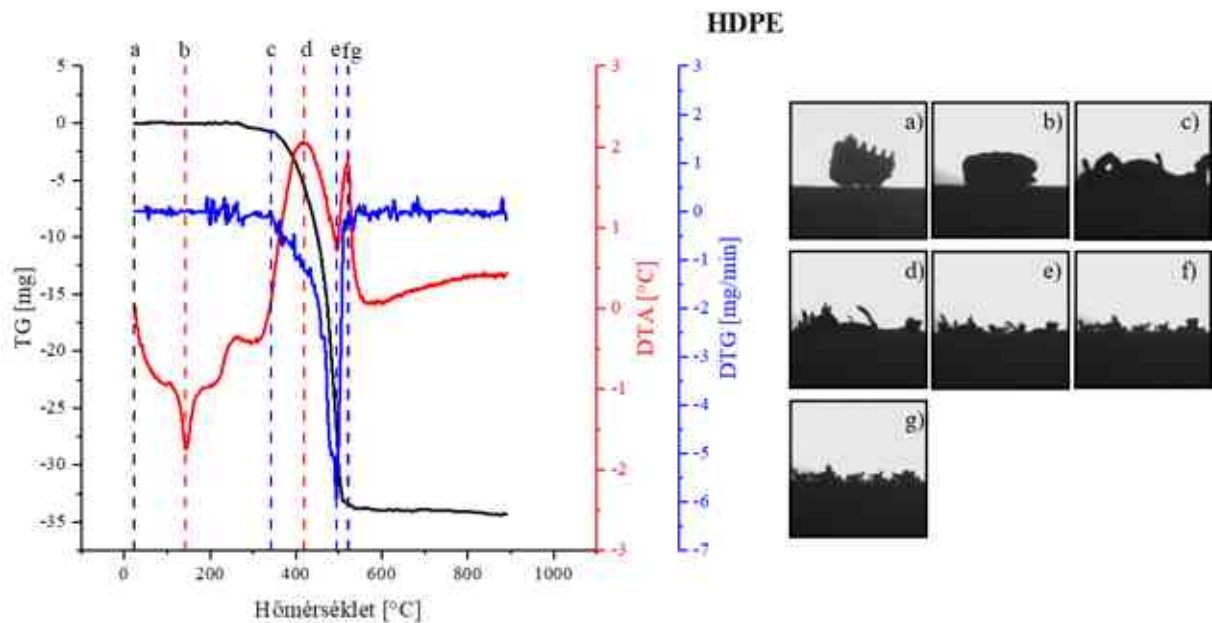
- “Morphology, composition, and mixing state of primary particles from combustion sources - Crop residue, wood, and solid waste,” *Sci Rep*, vol. 7, p. 5047, 2017, doi: 10.1038/s41598-017-05357-2.
- [310] J. Bhandari, “Morphology and mixing state of soot and tar balls: morphology and mixing state of soot and tar balls: implications for optical properties and climate implications for optical properties and climate,” Michigan Technological University, Michigan, 2018. doi: 10.37099/mtu.dc.etr/710.
- [311] Y. Zhang, J. Wang, Q. Zhang, F. Wang, J. Luo, and J. Liu, “Sensitivity analysis of morphology on radiative properties of soot aerosols,” *Optics Express*, Vol. 26, Issue 10, pp. A420-A432, vol. 26, no. 10, pp. A420–A432, 2018, doi: 10.1364/OE.26.00A420.
- [312] B. Zuberi, K. S. Johnson, G. K. Aleks, L. T. Molina, M. J. Molina, and A. Laskin, “Hydrophilic properties of aged soot,” *Geophys Res Lett*, vol. 32, p. L01807, Jan. 2005, doi: 10.1029/2004GL021496.
- [313] R. Zhang, A. F. Khalizov, J. Pagels, D. Zhang, H. Xue, and P. H. McMurry, “Variability in morphology, hygroscopicity, and optical properties of soot aerosols during atmospheric processing,” *Proc Natl Acad Sci U S A*, vol. 105, no. 30, pp. 10291–10296, 2008, doi: 10.1073/pnas.0804860105.
- [314] O. Popovicheva, N. M. Persiantseva, N. K. Shonija, P. Demott, K. Koehler, M. Petters, S. Kreidenweis, V. Tishkova, B. Demirdjian, and J. Suzanne, “Water interaction with hydrophobic and hydrophilic soot particles,” *Physical Chemistry Chemical Physics*, vol. 10, no. 17, pp. 2332–2344, 2008, doi: 10.1039/B718944N.
- [315] E. F. Mikhailov, S. S. Vlasenko, I. A. Podgorny, V. Ramanathan, and C. E. Corrigan, “Optical properties of soot–water drop agglomerates: An experimental study,” *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 111, p. D07209, Apr. 2006, doi: 10.1029/2005JD006389.
- [316] T. Torvela, J. Tissari, O. Sippula, T. Kaivosoja, J. Leskinen, A. Virén, A. Lähde, and J. Jokiniemi, “Effect of wood combustion conditions on the morphology of freshly emitted fine particles,” *Atmos Environ*, vol. 87, pp. 65–76, 2014, doi: 10.1016/J.ATMOSENV.2014.01.028.
- [317] A. L. Hunter *et al.*, “Effect of wood smoke exposure on vascular function and thrombus formation in healthy fire fighters,” *Part Fibre Toxicol*, vol. 11, p. 62, 2014, doi: 10.1186/s12989-014-0062-4.
- [318] V. K. Lyubov, A. N. Popov, and E. I. Popova, “Emission of soot particles from the combustion of various fuels in boilers,” *IOP Conf Ser Earth Environ Sci*, vol. 866, p. 012010, 2021, doi: 10.1088/1755-1315/866/1/012010.
- [319] W. Franus, M. M. Wiatros-Motyka, and M. Wdowin, “Coal fly ash as a resource for rare earth elements,” *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, pp. 9464–9474, 2015, doi: 10.1007/s11356-015-4111-9.
- [320] M. Rabaçal and M. Costa, “Particulate Emissions from the Combustion of Biomass Pellets,” in *Biomass pelletization: Standards and Production*, vol. 85, A.

Garcia-Maraver and J. A. Perez-Jimenez, Eds. WIT Press, 2015, pp. 101–135. doi: 10.2495/978-1-84566-062-8/007.

- [321] Z. T. Yao, X. S. Ji, P. K. Sarker, J. H. Tang, L. Q. Ge, M. S. Xia, and Y. Q. Xi, “A comprehensive review on the applications of coal fly ash,” *Earth Sci Rev*, vol. 141, pp. 105–121, 2015, doi: 10.1016/J.EARSCIREV.2014.11.016.
- [322] C. D. Zangmeister, J. G. Radney, L. T. Dockery, J. T. Young, X. Ma, R. You, and M. R. Zachariah, “Packing density of rigid aggregates is independent of scale,” *Proc Natl Acad Sci U S A*, vol. 111, no. 25, pp. 9037–9041, 2014, doi: 10.1073/PNAS.1403768111/-/DCSUPPLEMENTAL.
- [323] G. M. Wu, Z. Y. Cong, S. C. Kang, K. Kawamura, P. Q. Fu, Y. L. Zhang, X. Wan, S. P. Gao, and B. Liu, “Brown carbon in the cryosphere: Current knowledge and perspective,” *Advances in Climate Change Research*, vol. 7, no. 1–2, pp. 82–89, 2016, doi: 10.1016/J.ACCRE.2016.06.002.
- [324] Q. Yuan, J. Xu, L. Liu, A. Zhang, Y. Liu, J. Zhang, X. Wan, M. Li, K. Qin, Z. Cong, Y. Wang, S. Kang, Z. Shi, M. Pósfai, and W. Li, “Evidence for Large Amounts of Brown Carbonaceous Tarballs in the Himalayan Atmosphere,” *Environ Sci Technol Lett*, vol. 8, no. 1, pp. 16–23, Jan. 2021, doi: 10.1021/ACS.ESTLETT.0C00735/SUPPL_FILE/EZ0C00735_SI_001.PDF.
- [325] J. C. Corbin and M. Gysel-Beer, “Detection of tar brown carbon with a single particle soot photometer (SP2),” *Atmos Chem Phys*, vol. 19, no. 24, pp. 15673–15690, 2019, doi: 10.5194/ACP-19-15673-2019.
- [326] J. Leskinen, M. Ihalainen, T. Torvela, M. Kortelainen, H. Lamberg, P. Tiitta, G. Jakobi, J. Grigonyte, J. Joutsensaari, O. Sippula, J. Tissari, A. Virtanen, R. Zimmermann, and J. Jokiniemi, “Effective density and morphology of particles emitted from small-scale combustion of various wood fuels,” *Environ Sci Technol*, vol. 48, no. 22, pp. 13298–13306, 2014, doi: 10.1021/es502214a.

MELLÉKLET

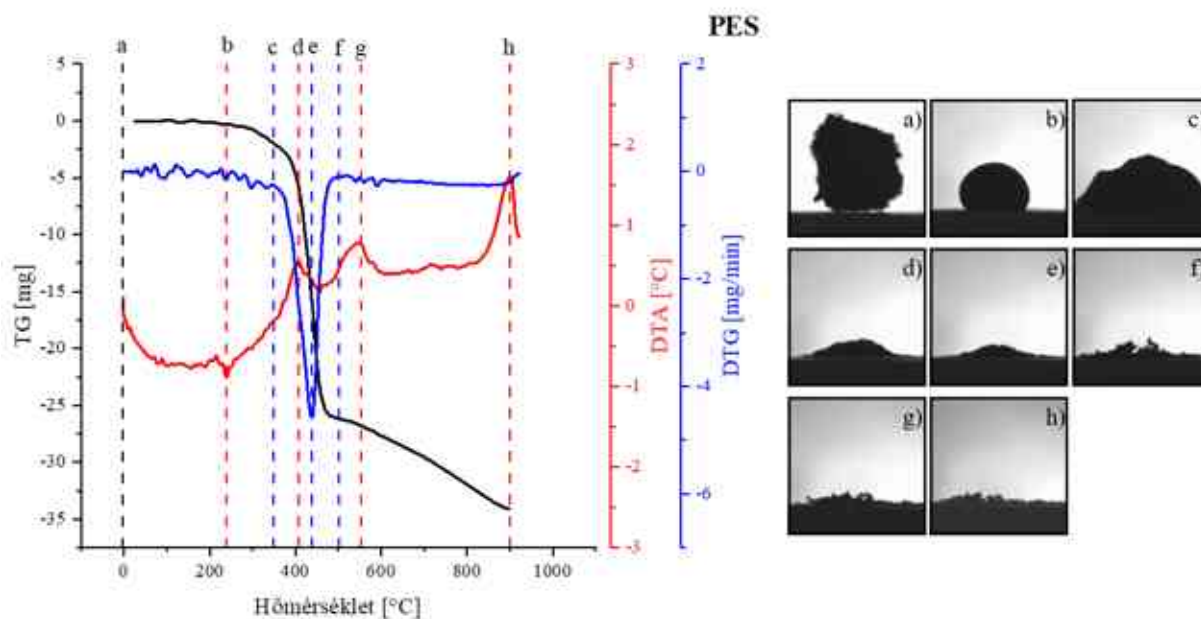
M 1. Termoanalitikai vizsgálatokhoz tartozó kiegészítő információk



M-1. ábra: A HDPE derivatogramjai, valamint a minta alakváltozása a hevítés során

M-1. táblázat: A hevítés során a HDPE-ben lejátszódó termikus folyamatok és változások

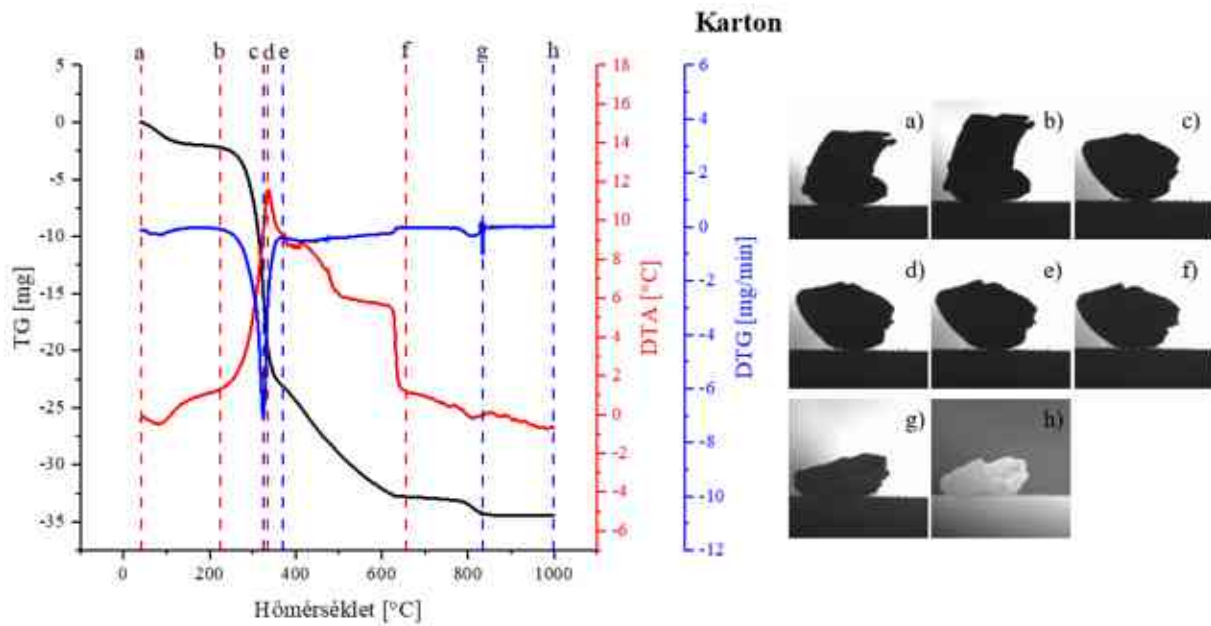
Jelölés	Hőmérséklet [°C]	Lejátszó folyamat
a)	25	Vizsgálat kezdete
b)	143	Olvasási folyamat legintenzívebb pontja
c)	340	Bomlási fázis kezdete
d)	419	I. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
e)	493	A termikus bomlás legintenzívebb pontja
f)	519	II. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
g)	519	Bomlási fázis vége



M-2. ábra: A PES derivatogramjai, valamint a minta alakváltozása a hevítés során

M-2. táblázat: A hevítés során a PES-ben lejátszódó termikus folyamatok és változások

Jelölés	Hőmérséklet [°C]	Lejátszódó folyamat
a)	25	Vizsgálat kezdete
b)	251	Olvasási folyamat legintenzívebb pontja
c)	356	Bomlási fázis kezdete
d)	403	I. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
e)	441	A termikus bomlás legintenzívebb pontja
f)	502	Bomlási fázis vége
g)	545	II. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
h)	875	III. égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa

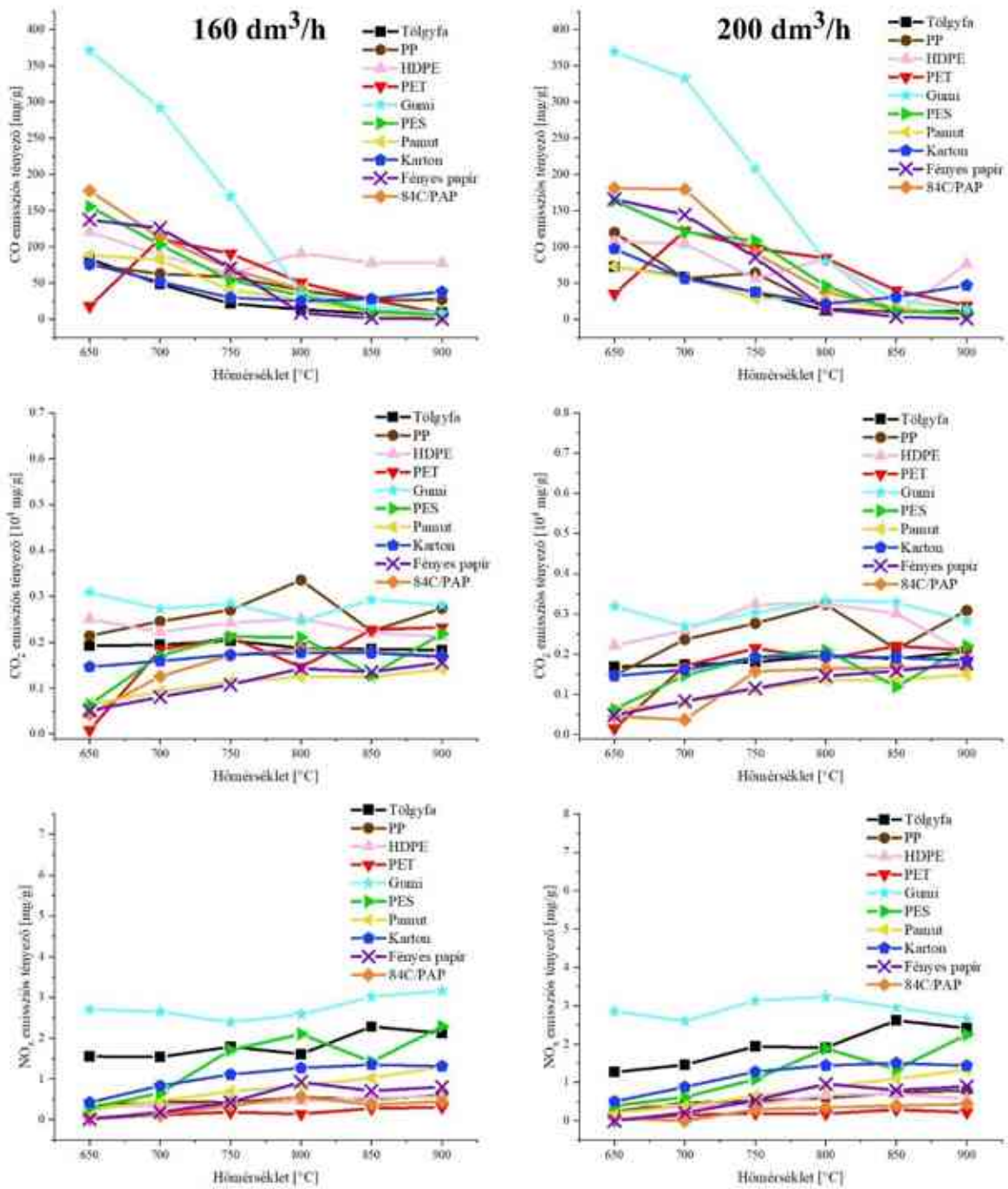


M-3. ábra: A Karton derivatogramjai, valamint a minta alakváltozása a hevítés során

M-3. táblázat: A hevítés során a Kartonban lejátszódó termikus folyamatok és változások

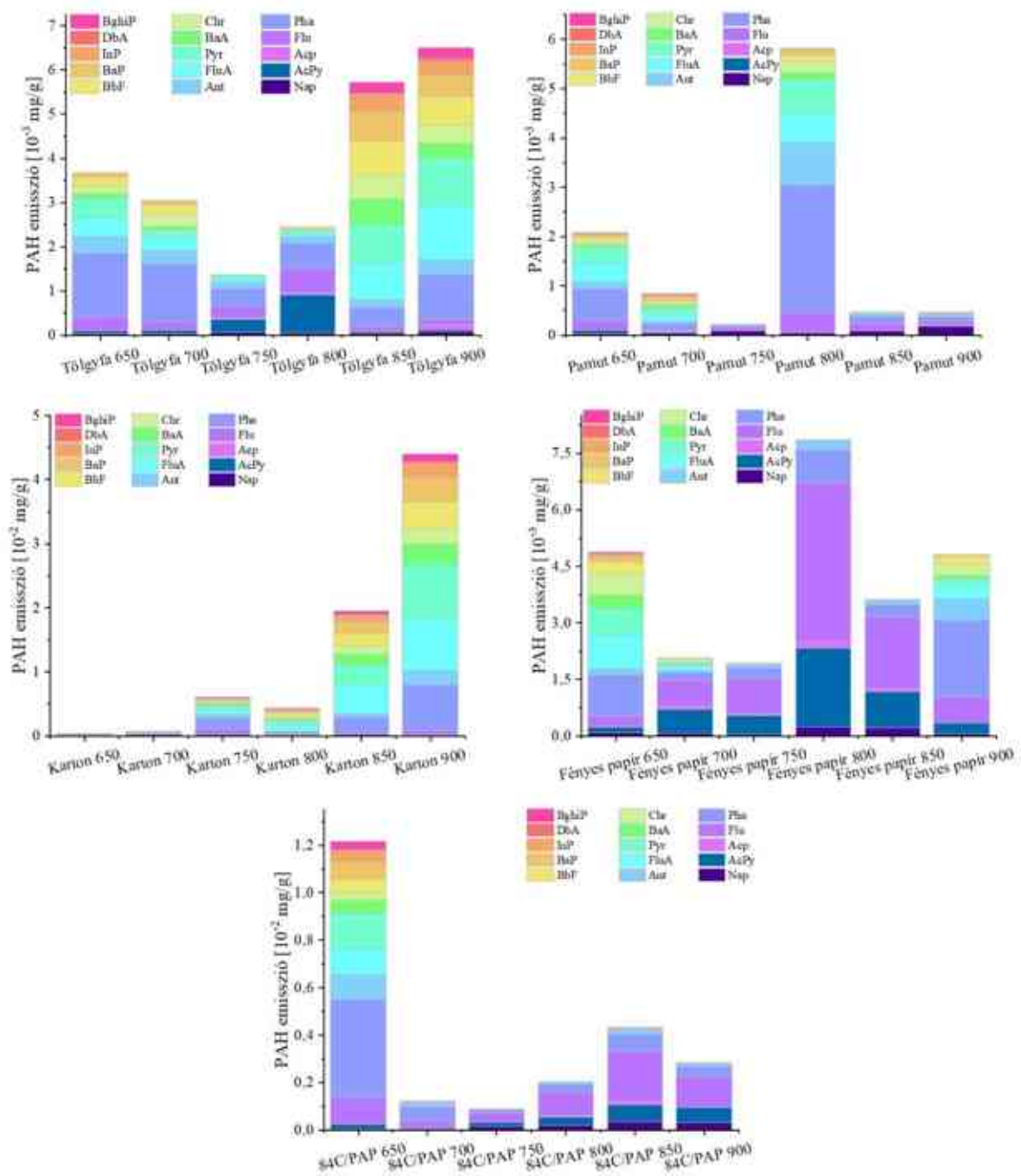
Jelölés	Hőmérséklet [°C]	Lejátszódó folyamat
a)	40	Vizsgálat kezdete
b)	225	Bomlási és az égési fázis kezdete
c)	325	Bomlási fázis legintenzívebb pontja
d)	335	Égési fázis legintenzívebb exoterm csúcsa
e)	369	Bomlási folyamat vége
f)	656	Égési fázis vége
g)	834	Kisebb bomlási folyamat
h)	1000	Vizsgálat vége

M 2. Emissziós tényező értékek alakulása

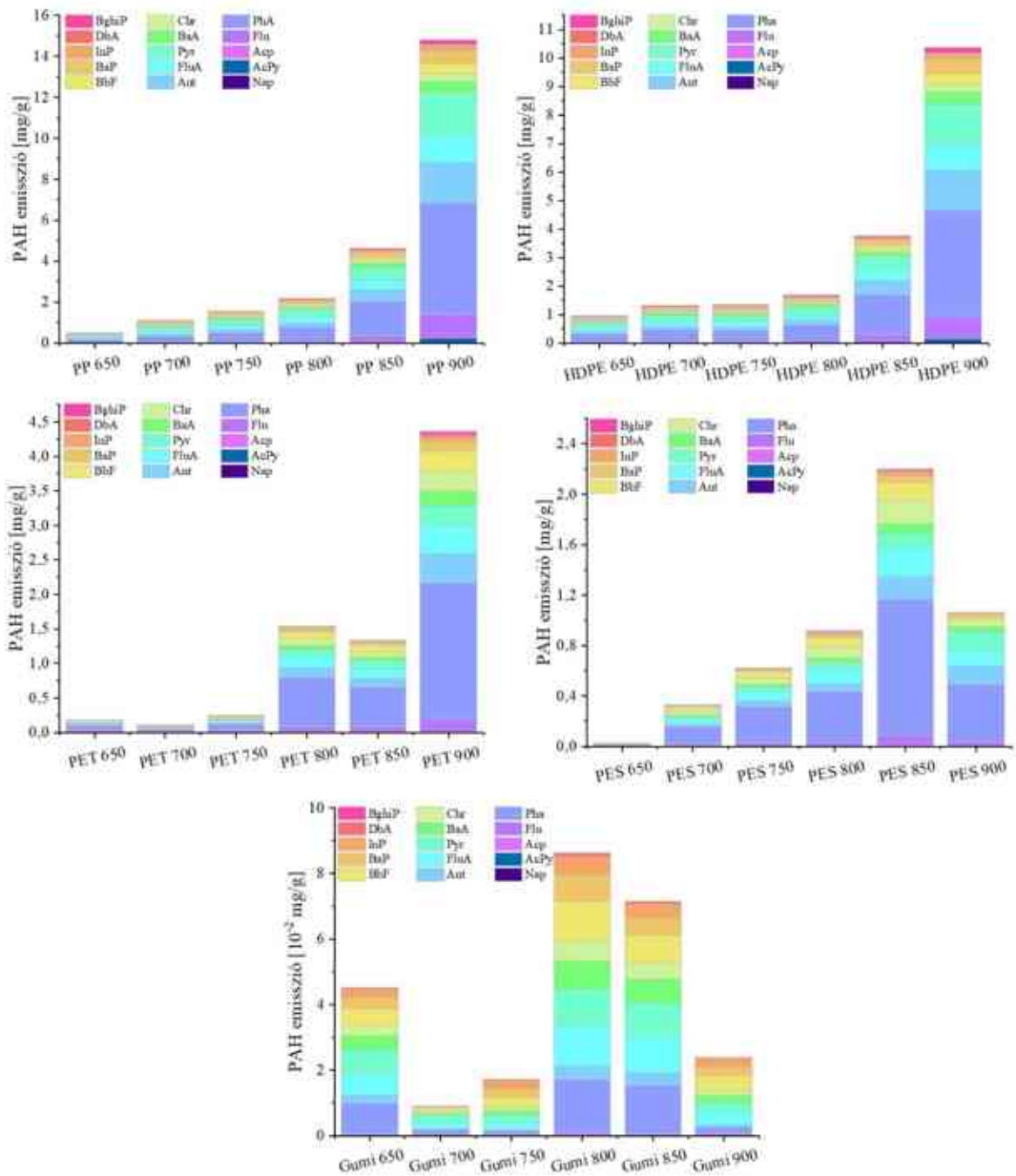


M-4. ábra: Kísérleti anyagok CO, CO₂, NO_x emissziós tényezőinek összehasonlítása 160 dm³/h-s és 200 dm³/h-s égési levegő térfogatáramon

M 3. Policiklusos aromás szénhidrogének emissziós tényezőinek vizsgálata

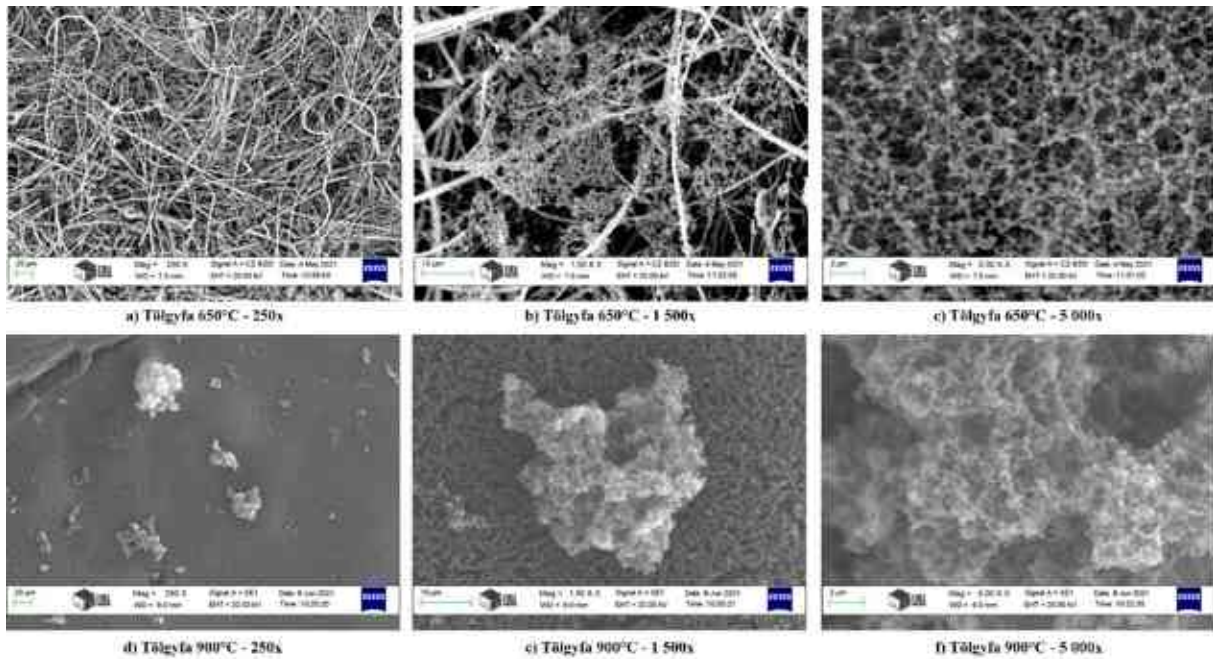


M-5. ábra: Laboratóriumi Tölgyfa, Pamut, Karton, Fényes papír és 84C/PAP égetésből származó PAH-ok emissziós tényezőinek változása a hőmérséklet függvényében

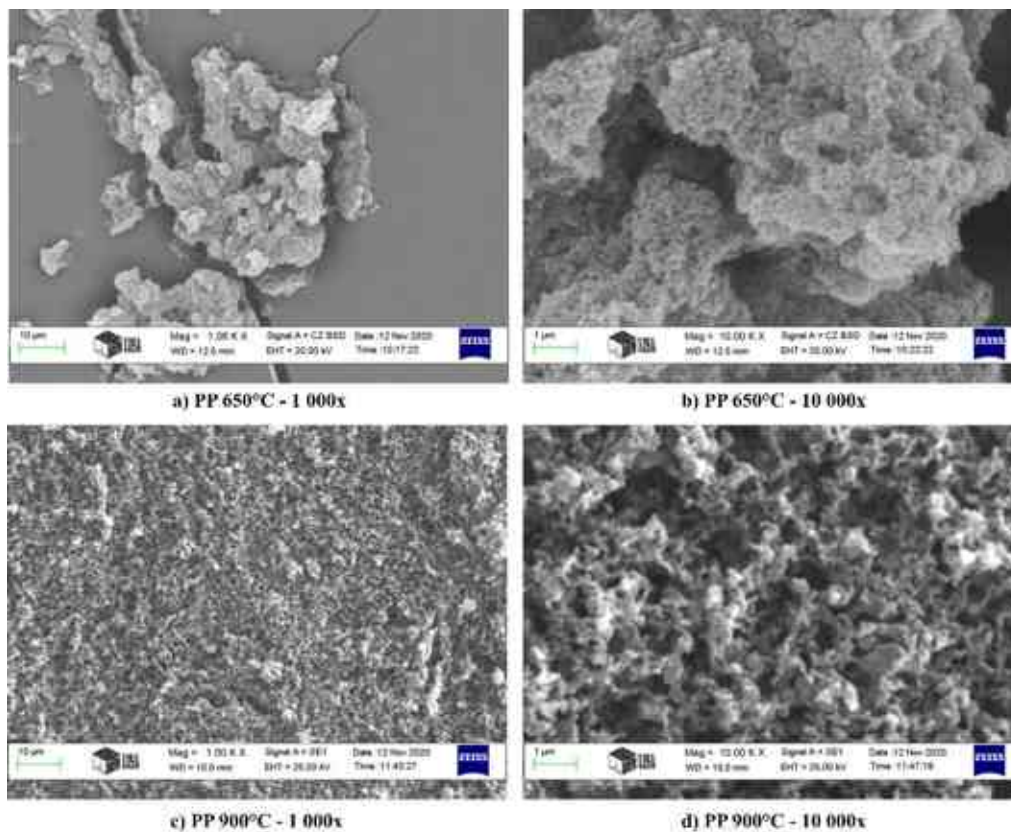


M-6. ábra: Laboratóriumi PP, HDPE, PET, PES és Gumi égetésből származó PAH-ok emissziós tényezőinek változása a hőmérséklet függvényében

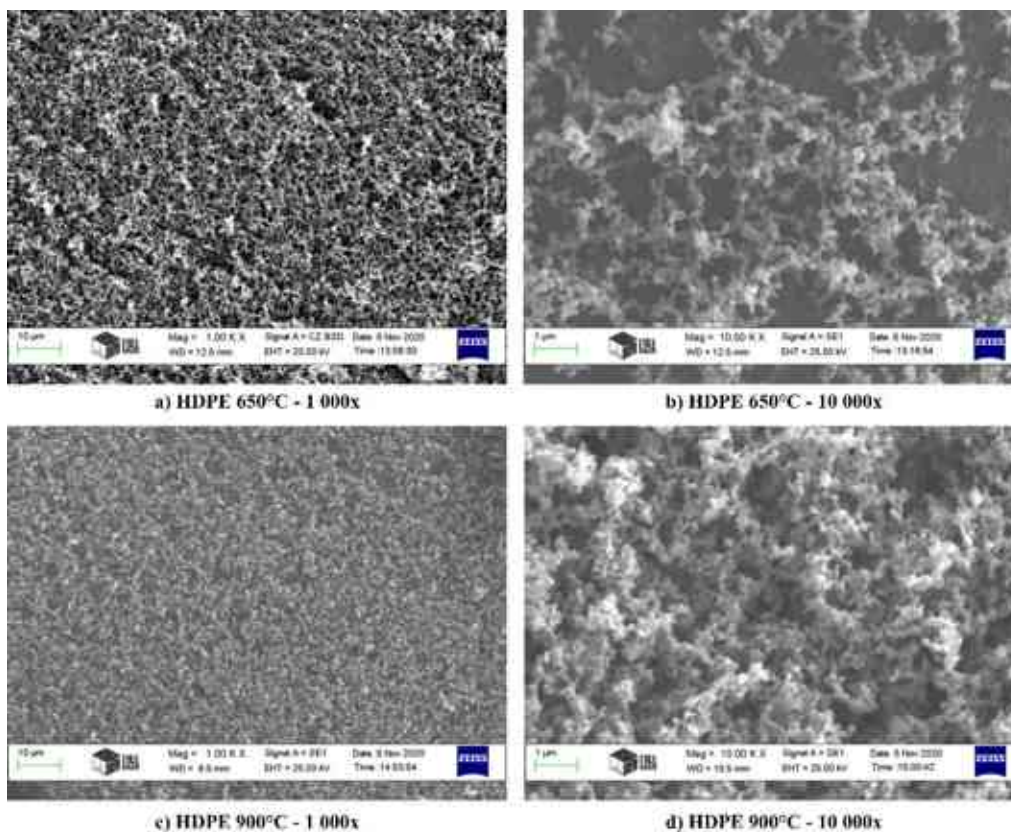
M 4. Laboratóriumi vizsgálatokból származó szilárd részecskék morfológiája



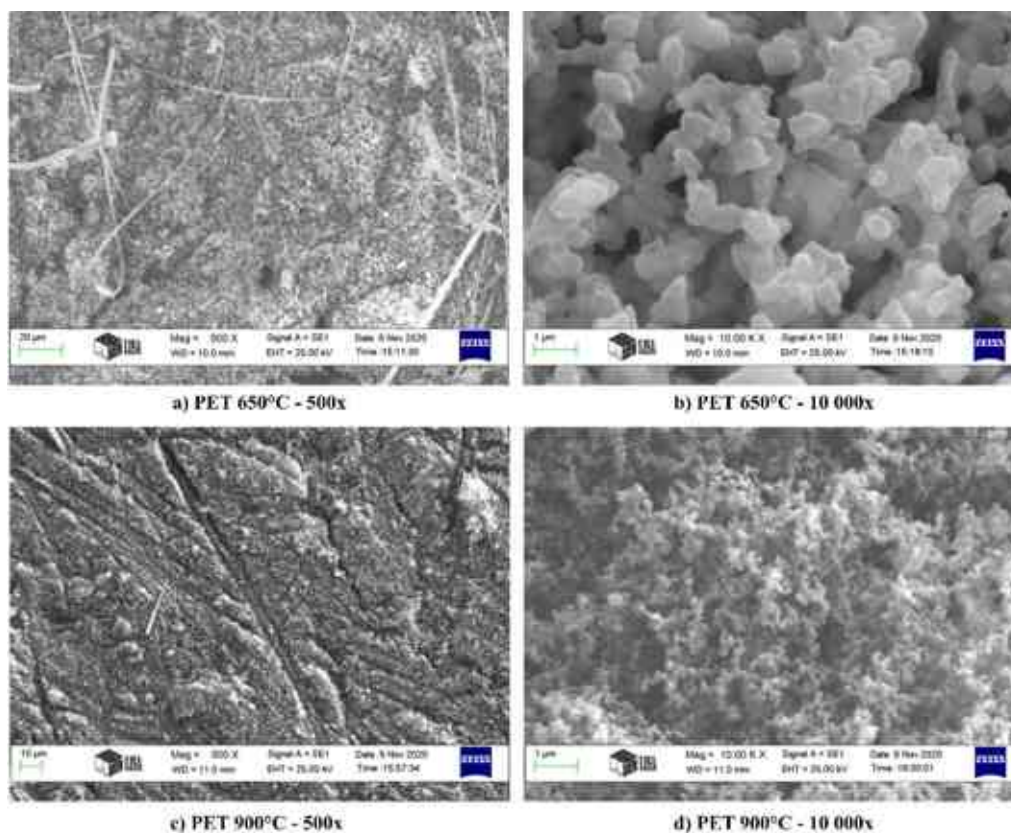
M-7. ábra: Tölgyfa égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája



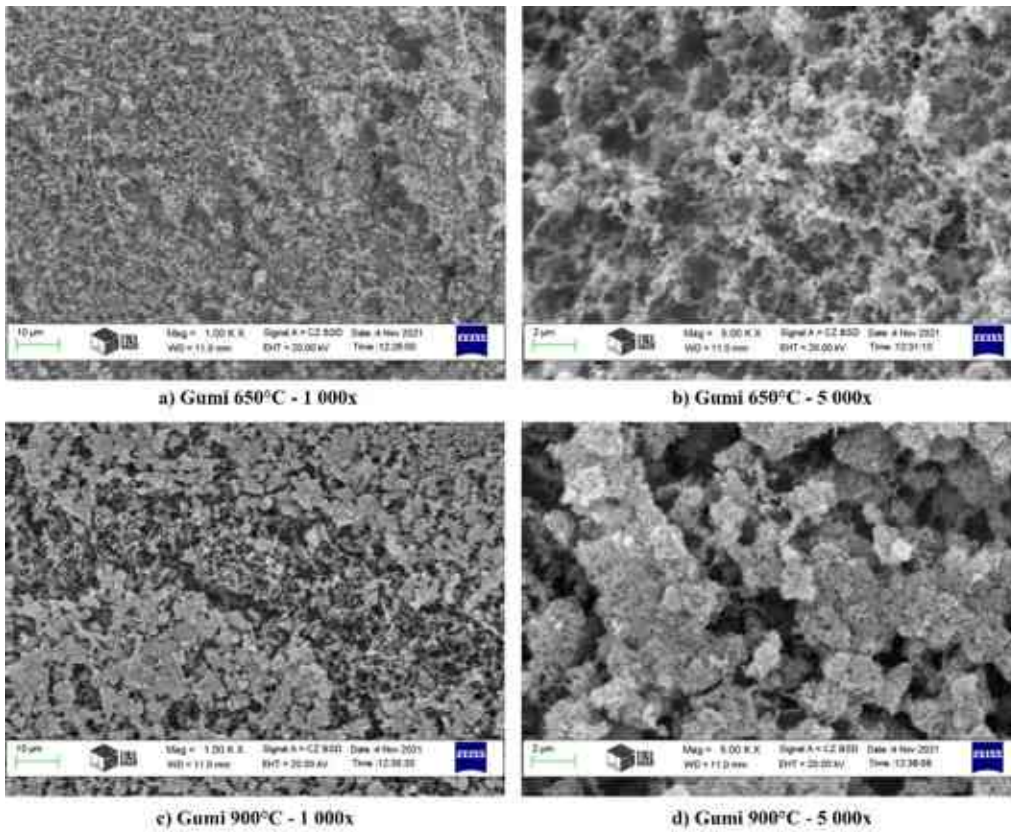
M-8. ábra: PP égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája



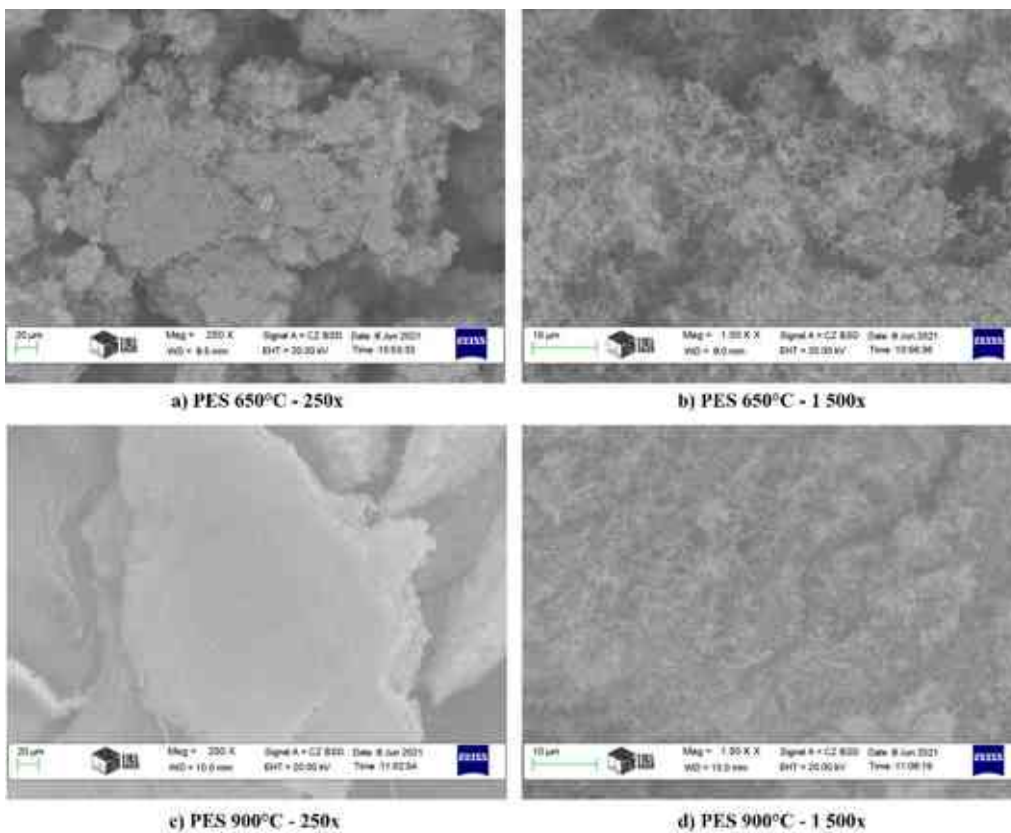
M-9. ábra: HDPE égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája



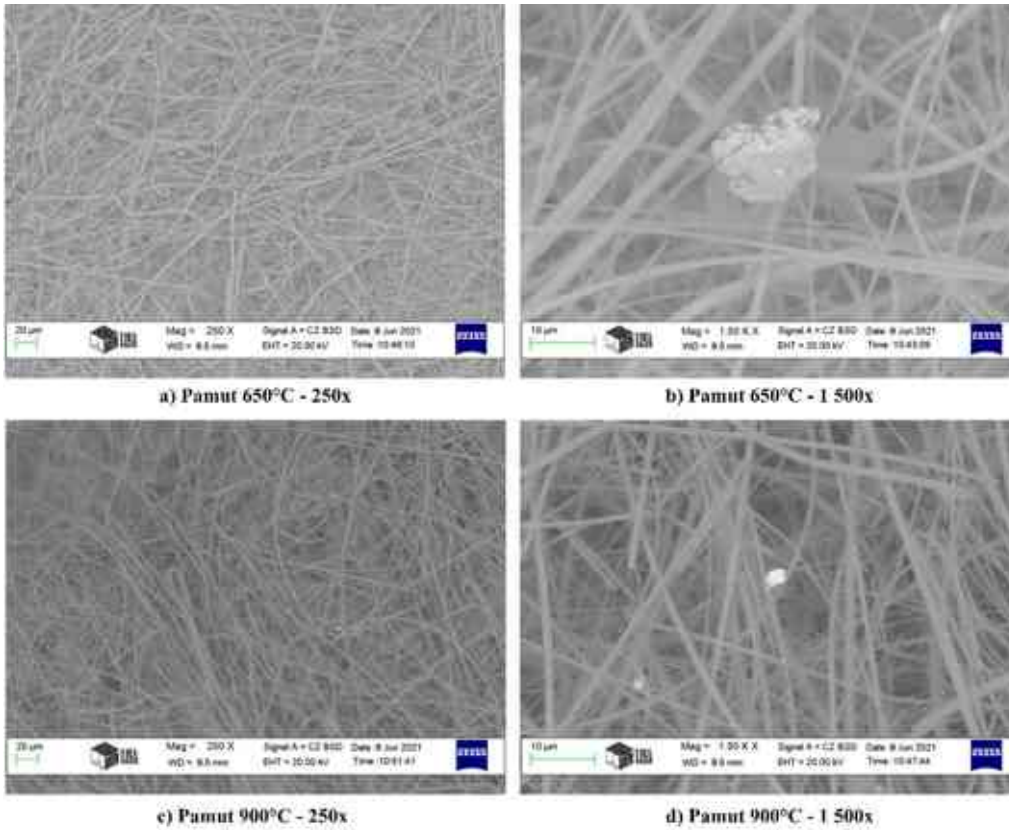
M-10. ábra: PET égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája



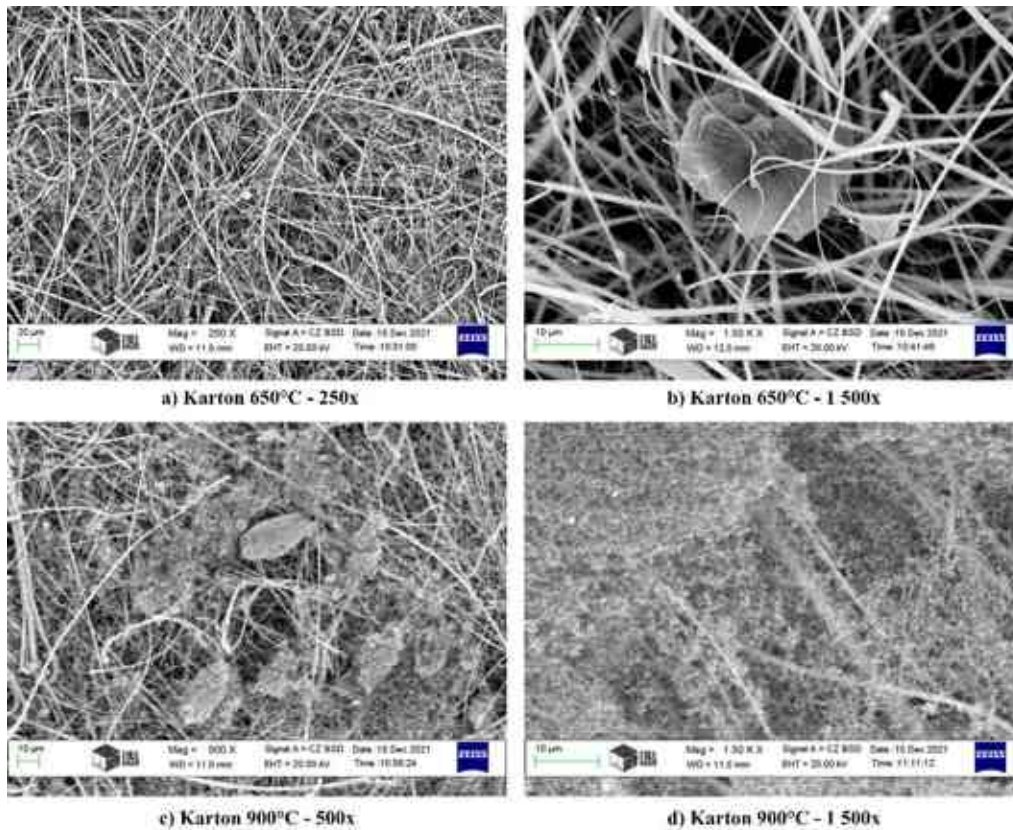
M-11. ábra: Gumi égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája



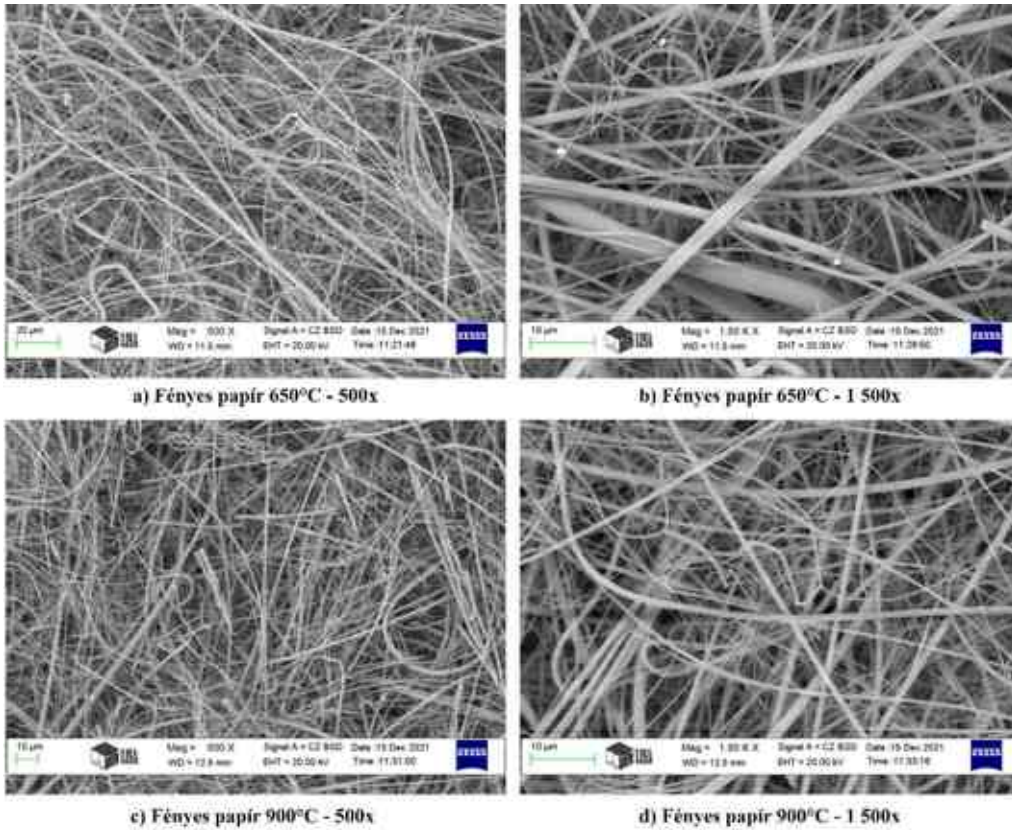
M-12. ábra: PES égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája



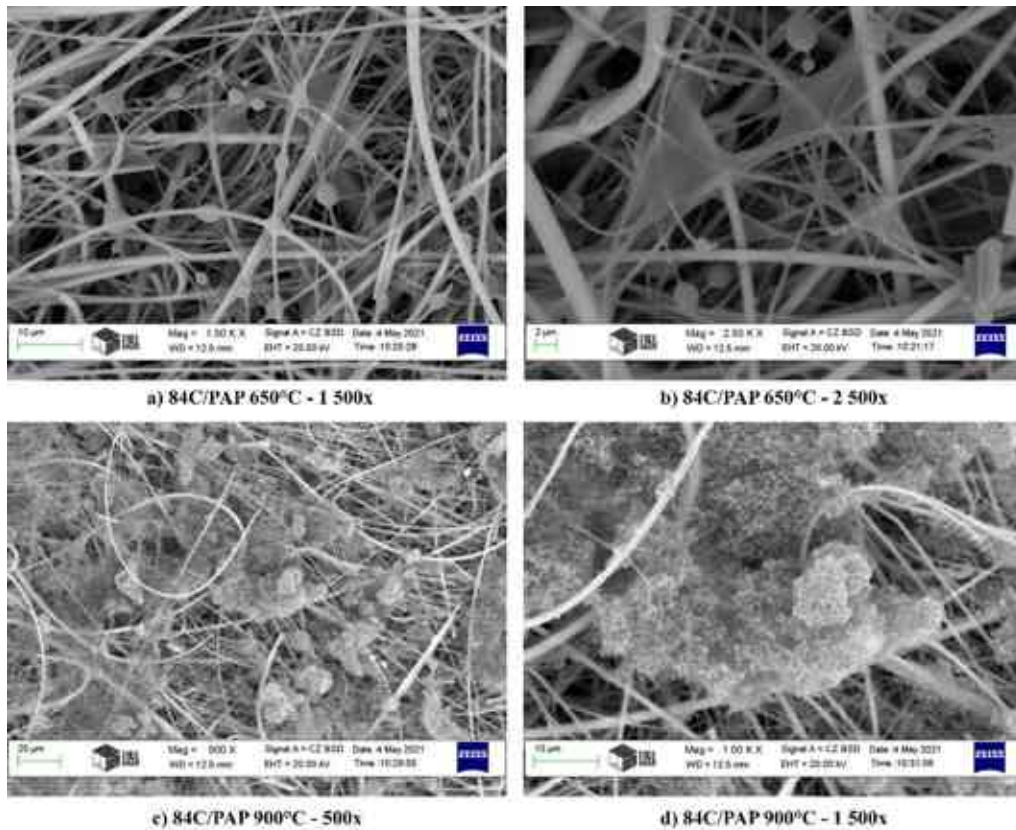
M-13. ábra: Pamut égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája



M-14. ábra: Karton égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája



M-15. ábra: Fényes Papír égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

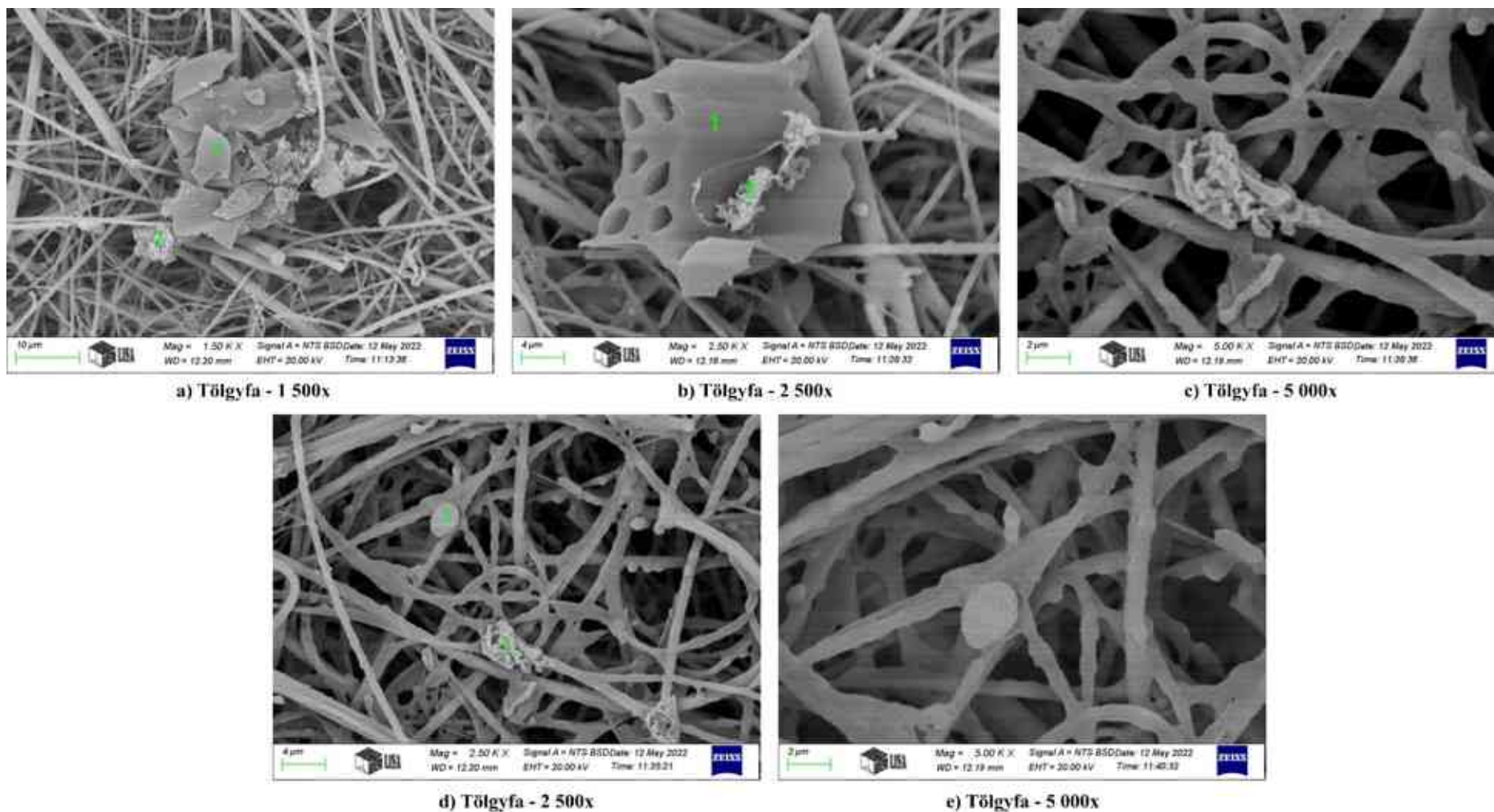


M-16. ábra: 84C/PAP égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

M-4. táblázat: A laboratóriumi égetési kísérletek során emittálódott szilárd részecskék EDAX-SEM-mel detektált elemösszetétele (% m/m)

Anyagok	Elemtartalom (% m/m)											
	C	N	O	Na	Al	Si	S	Cl	K	Ca	Ba	Zn
Tölgy 650 °C c) átlag	30,80	-	24,96	0,24	0,42	41,32	-	-	0,22	0,17	0,65	1,22
Tölgy 900 °C d) átlag	61,14	-	2,90	2,41	1,90	21,42	-	-	3,24	1,40	5,61	-
PP 650 °C a) átlag	87,90	-	7,72	-	0,72	3,66	-	-	-	-	-	-
PP 900 °C c) átlag	90,75	-	7,60	-	-	1,65	-	-	-	-	-	-
HDPE 650 °C a) átlag	95,71	-	4,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HDPE 900 °C c) átlag	93,69	-	6,31	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PET 650 °C a) átlag	69,67	-	30,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PET 900 °C d) átlag	85,53	-	14,47	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gumi 650 °C a) átlag	53,89	-	6,66	-	2,62	22,96	-	-	2,47	1,41	5,75	4,24
Gumi 900 °C c) átlag	68,69	-	2,82	-	1,62	15,34	1,52	-	1,74	0,82	4,16	3,29
PES 650 °C a) átlag	87,81	-	9,67	0,28	0,32	0,87	-	-	0,09	0,00	0,96	-
PES 900 °C c) átlag	84,48	-	13,86	0,36	0,22	0,57	-	-	0,00	0,12	0,40	-
Pamut 650 °C b) átlag	8,06	-	42,54	9,36	3,45	29,07	-	-	2,16	1,13	4,23	-
Pamut 900 °C d) átlag	17,44	-	34,76	9,32	1,93	22,77	-	-	2,69	2,48	8,61	-
Karton 650 °C b) szemcse	51,42	10,33	20,75	1,94	1,17	7,99	1,32	0,24	0,95	0,52	1,90	1,48
Karton 900 °C d) átlag	23,32	-	11,98	3,53	2,99	33,10	-	-	4,32	2,20	9,86	8,71
84C/PAP 650 °C b) átlag	21,23	-	33,21	5,68	3,12	25,61	-	-	2,39	1,15	4,45	3,16
84C/PAP 900 °C d) átlag	41,83	-	17,55	3,66	2,56	22,95	-	-	2,09	1,30	4,85	3,22
Szűrő	-	-	24,08	8,75	5,36	40,07	-	-	3,45	3,30	8,25	6,75

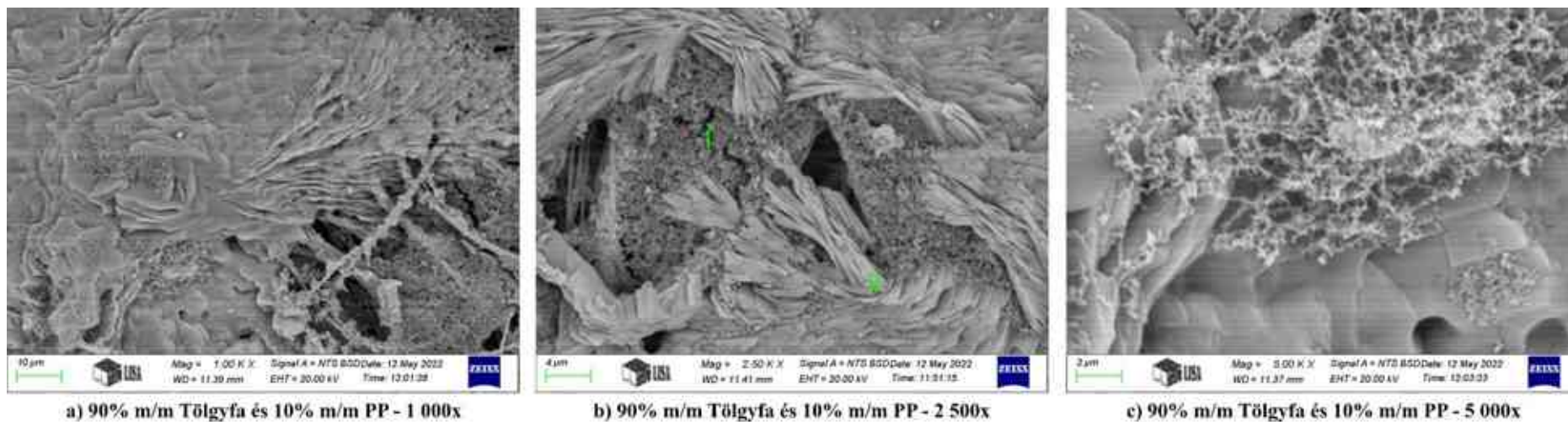
M 5. Kazánban végzett tüzelési kísérletekből származó szilárd részecskék morfológiája



M-17. ábra: Kazánban végzett égetési kísérletek során a Tölgyfa égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

M-5. táblázat: Kazánban végzett égetési kísérletek során a Tölgyfa égetéséből származó szilárd részecskék EDAX-SEM-mel detektált elemösszetétele

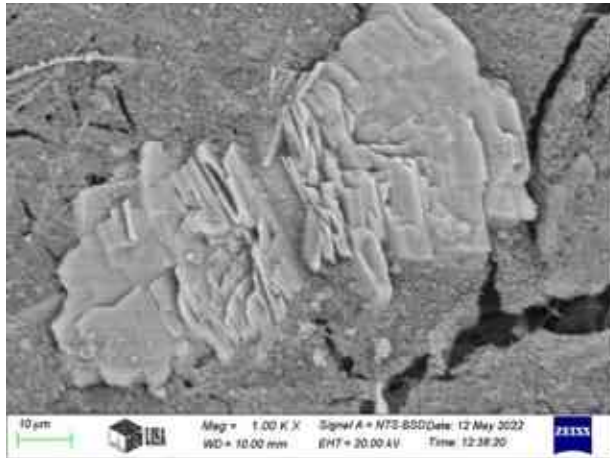
Detektál rész	Elemtartalom (% m/m)									
	C	O	Na	Mg	Al	Si	P	K	Ca	Ba
a) 1500 x 1-es pont	59,81	20,87	1,58	0,74	0,71	5,92	-	4,22	4,19	1,96
a) 1500 x 2-es pont	52,23	25,69	2,23	0,30	0,89	7,08	-	9,05	0,77	1,76
b) 2500 x 1-es pont	79,25	13,54	1,65	-		3,04	-	2,52	-	-
b) 2500 x 2-es pont	53,74	24,78	2,71	-	1,03	11,85	-	4,08	-	1,82
d) 2500 x 1-es pont	20,86	35,00	4,27	-	1,51	14,54	4,76	7,03	9,06	2,97
d) 2500 x 2-es pont	19,12	32,93	3,27	-	1,26	10,75	7,44	6,67	15,66	2,90



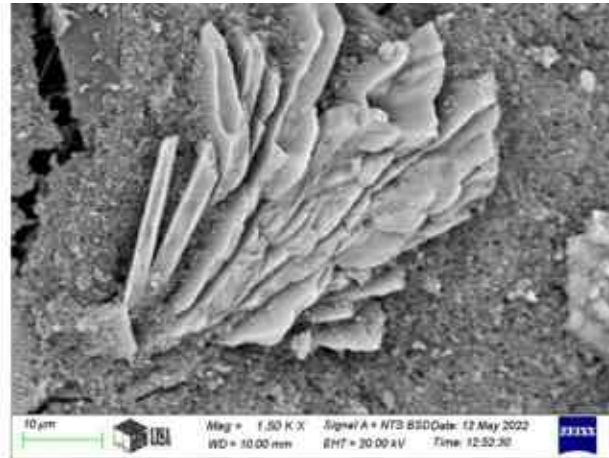
M-18. ábra: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % PP égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

M-6. táblázat: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % PP égetéséből származó szilárd részecskék EDAX-SEM-mel detektált elemösszetétele

Detektált rész	Elemtartalom (% m/m)								
	C	O	Na	Mg	Al	Si	S	K	Ca
b) 2500 x 1-es pont	43,88	11,16	1,84	-	1,25	4,85	12,99	17,16	6,86
b) 2500 x 2-es pont	4,80	22,28	1,02	-	0,44	1,47	25,21	28,59	16,18
c) 5000 x	26,62	20,86	0,42	-	0,11	0,82	18,18	21,35	11,64



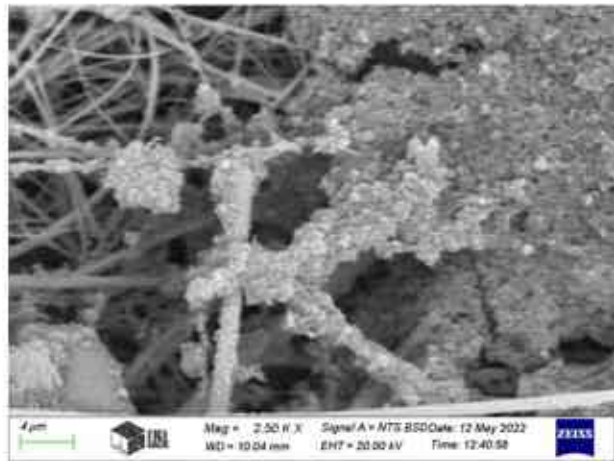
a) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m HDPE - 1 000x



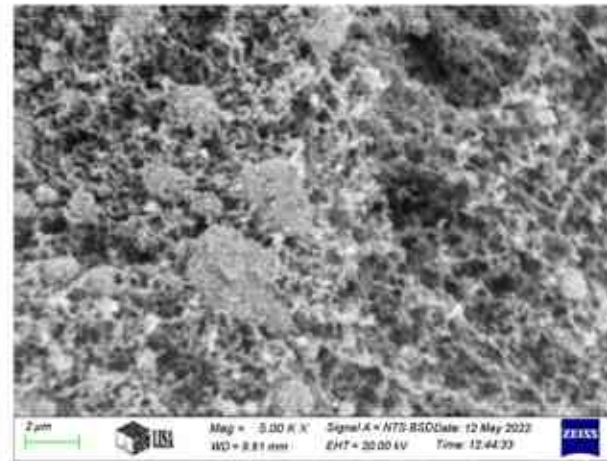
b) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m HDPE - 1 500x



c) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m HDPE - 5 000x



d) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m HDPE - 2 500x

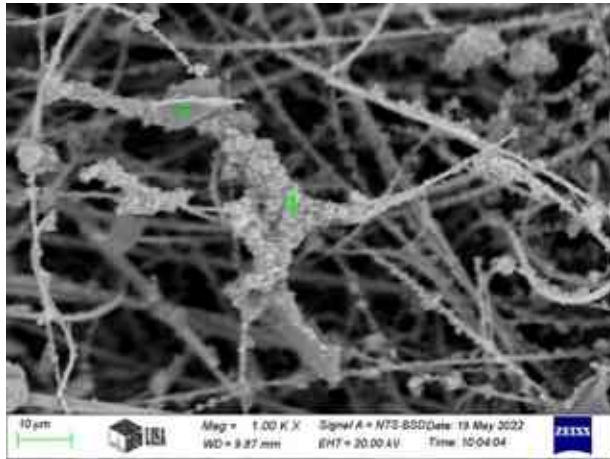


e) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m HDPE - 5 000x

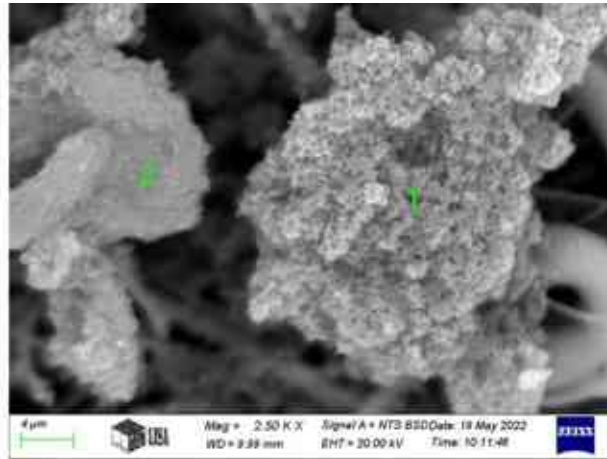
M-19. ábra: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % HDPE égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

M-7. táblázat: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % HDPE égetéséből származó szilárd részecskék EDAX-SEM-mel detektált elemösszetétele

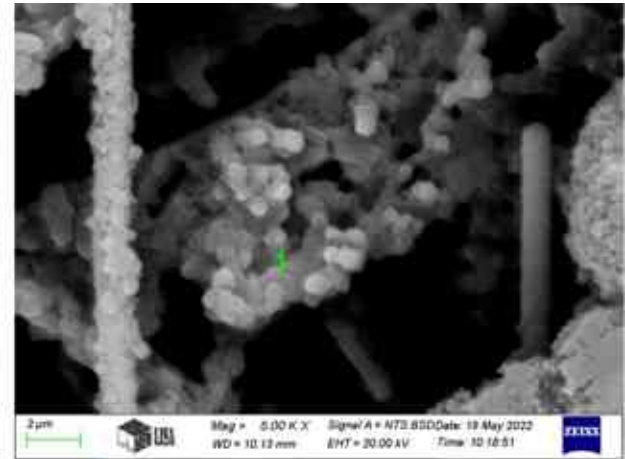
Detektált rész	Elemtartalom (% m/m)								
	C	O	Na	Al	Si	S	K	Ca	Ba
a) 1000 x	3,24	18,09	-	-	-	27,50	32,47	18,70	-
b) 1500 x	25,74	20,04	0,97	-	-	19,38	21,18	12,69	-
d) 2500 x	57,09	15,59	5,27	1,56	13,93	-	2,72	0,57	3,27
e) 5000 x	65,11	7,44	4,22	0,95	13,60	-	5,28	0,92	2,47



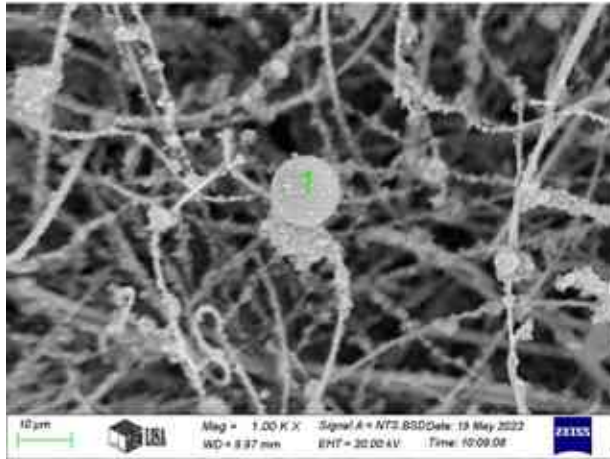
a) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PET - 1 000x



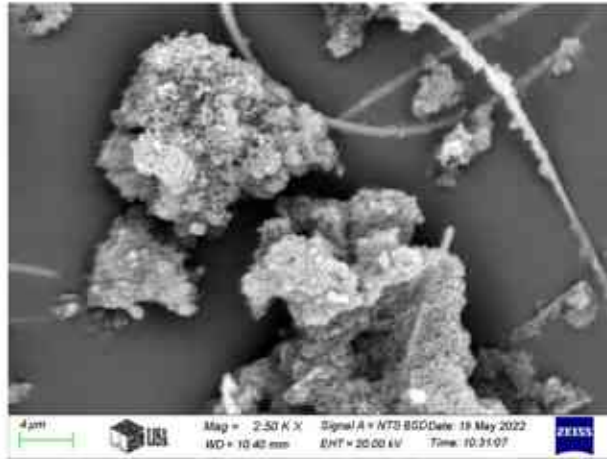
b) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PET - 2 500x



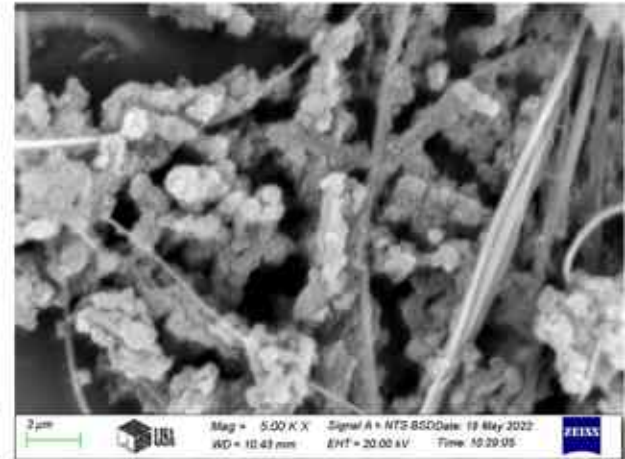
c) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PET - 5 000x



d) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PET - 1 000x



e) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PET - 2 500x

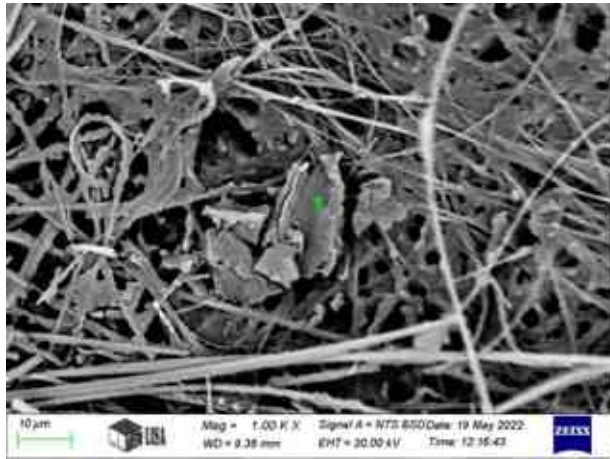


f) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PET - 5 000x

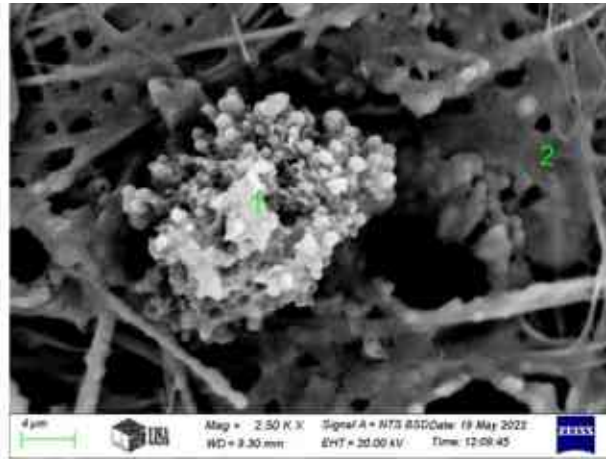
M-20. ábra: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % PET égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

M-8. táblázat: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % PET égetéséből származó szilárd részecskék EDAX-SEM-mel detektált elemösszetétele

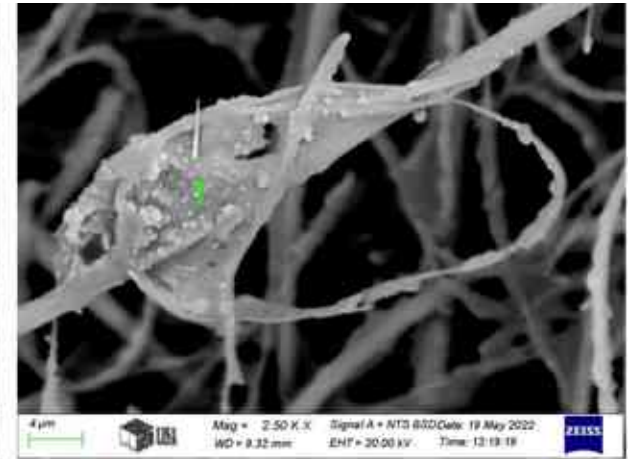
Detektál rész	Elemtartalom (% m/m)											
	C	O	Na	Mg	Al	Si	P	K	Ca	Ba	Ti	Zn
a) 1000 x 1-es pont	59,88	17,15	2,22	-	1,19	12,25	-	3,17	0,86	-	0,82	2,45
a) 1000 x 2-es pont	60,13	17,73	1,77	-	1,28	10,88	-	3,60	0,69	-	0,10	2,01
d) 1000 x 1-es pont	52,66	17,39	2,20	-	1,62	15,81	-	3,34	0,96	3,18	0,37	2,47
b) 2500 x 1-es pont	74,82	8,45	1,07	-	0,55	6,88	-	3,71	0,54	1,05	0,26	2,67
b) 2500 x 2-es pont	63,55	14,59	1,45	-	0,66	7,99	-	6,21	0,75	1,23	0,12	2,25
c) 5000 x 1-es pont	55,83	14,93	2,59	-	1,68	16,84	-	2,89	0,85	1,62	0,51	2,21



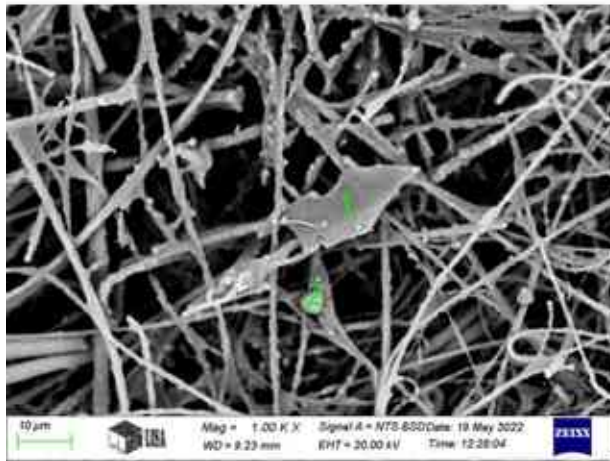
a) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PES - 1 000x



b) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PES - 2 500x



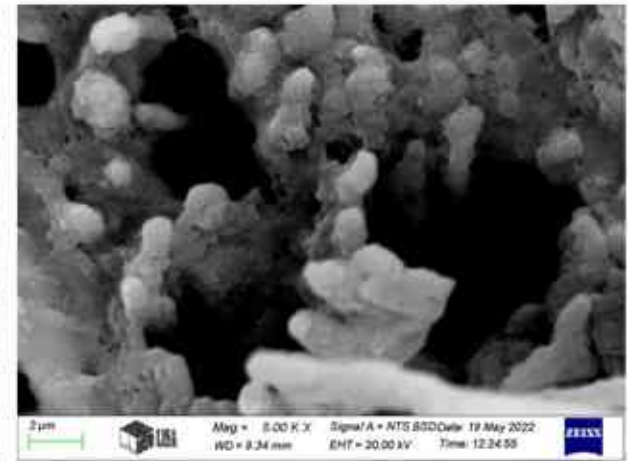
c) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PES - 2 500x



d) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PES - 1 000x



e) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PES - 2 500x

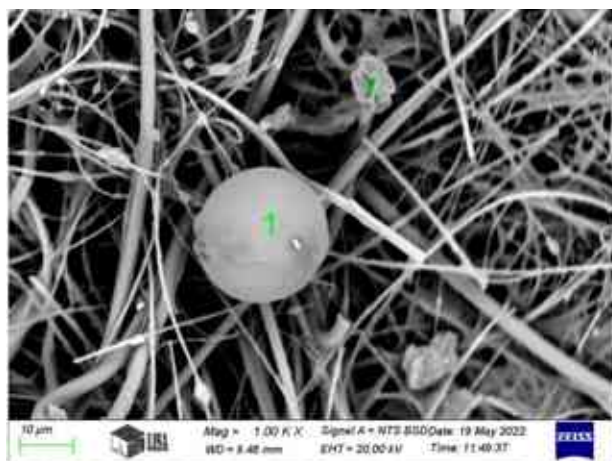


f) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m PES - 5 000x

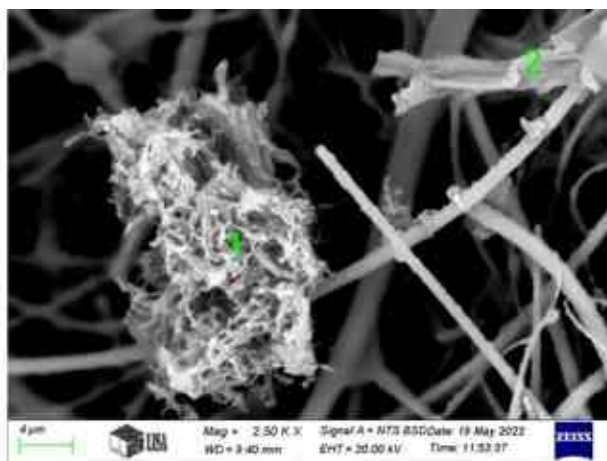
M-21. ábra: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % PES égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

M-9. táblázat: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % PES égetéséből származó szilárd részecskék EDAX-SEM-mel detektált elemösszetétele

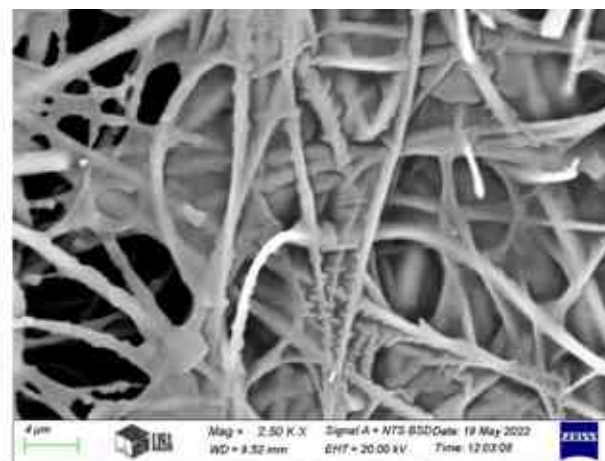
Detektált rész	Elemtartalom (% m/m)													
	C	O	Na	Mg	Al	Si	P	S	K	Ca	Ba	Ti	Fe	Zn
a) 1000 x 1-es pont	51,35	18,72	1,67	0,44	1,03	12,25	-	-	5,78	3,53	1,45	0,29	-	3,48
d) 1000 x 1-es pont	50,97	22,13	2,32	0,29	1,23	14,63	-	-	4,34	1,03	0,62	0,60	-	1,83
d) 1000 x 2-es pont	25,12	27,68	0,62	2,60	0,53	3,81	12,57	-	1,85	22,68	0,45	0,30	-	1,79
b) 2500 x 1-es pont	49,52	22,60	1,46	0,28	0,60	4,24	-	5,68	12,52	0,37	0,37	-	-	2,36
b) 2500 x 2-es pont	36,03	13,07	3,13	0,28	2,19	22,70	-	-	9,17	2,16	4,92	0,73	-	5,63
e) 2500 x 1-es pont	46,89	18,89	1,72	0,17	1,49	12,06	-	-	11,97	1,58	0,86	1,20	-	3,16
c) 2500 x 1-es pont	27,75	23,28	2,10	0,16	0,76	8,34	2,02	3,89	9,89	12,39	1,08	0,84	-	2,71
f) 5000 x	52,10	22,14	1,18	0,20	0,93	8,91	-	-	9,93	1,22	0,25	0,66	-	2,21



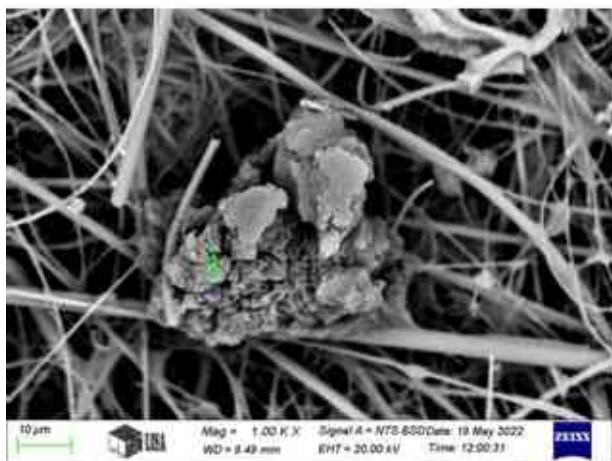
a) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Pamut - 1 000x



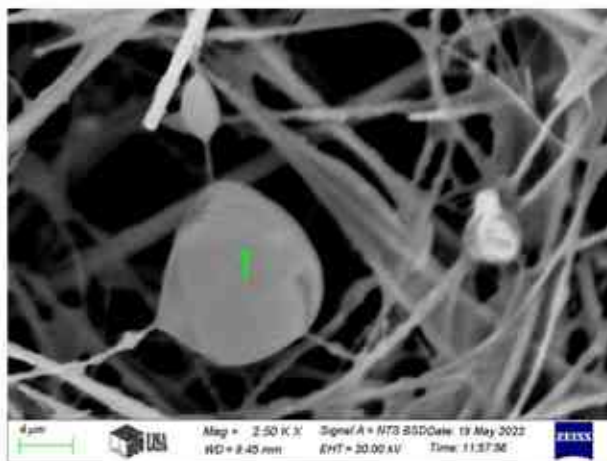
b) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Pamut - 2 500x



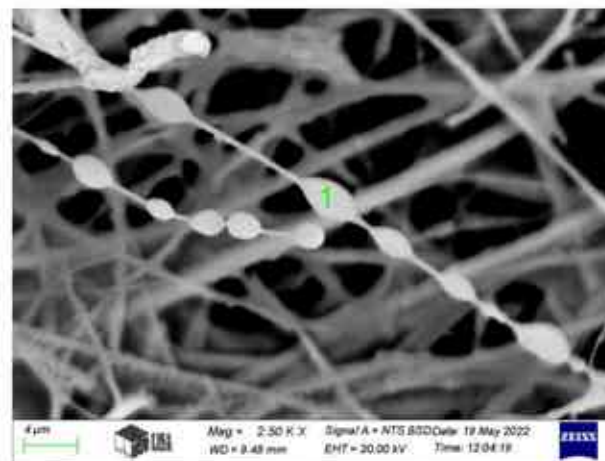
c) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Pamut - 2 500x



d) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Pamut - 1 000x



e) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Pamut - 2 500x

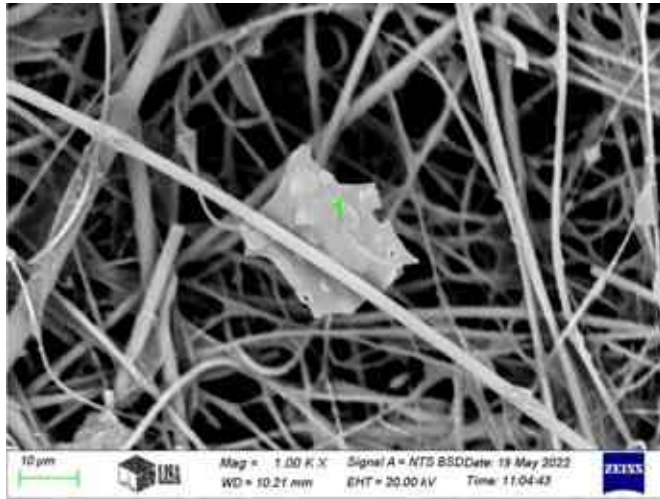


f) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Pamut - 2 500x

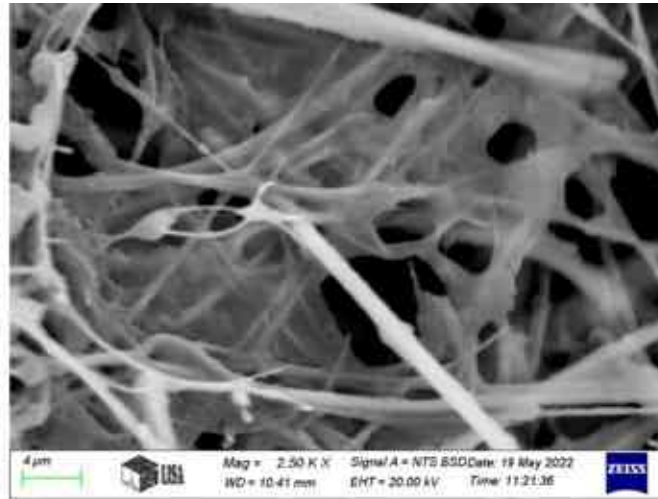
M-22. ábra: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % Pamut égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

M-10. táblázat: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % Pamut égetéséből származó szilárd részecskék EDAX-SEM-mel detektált elemösszetétele

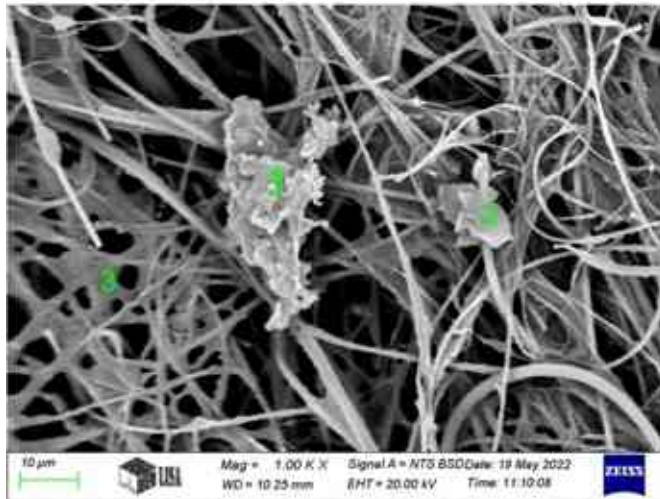
Detektált rész	Elemtartalom (% m/m)													
	C	O	Na	Mg	Al	Si	P	S	K	Ca	Ba	Ti	Fe	Zn
a) 1000 x 1-es pont	33,34	34,77	1,62	0,57	1,06	9,70	-	-	1,19	13,52	0,94	0,49	-	2,80
a) 1000 x 2-es pont	58,71	19,62	-	0,18	0,43	2,88	1,04	3,65	1,26	8,55	1,26	0,17	-	1,53
d) 1000 x 1-es pont	67,59	24,78	0,47	0,39	0,27	1,58	-	-	2,06	0,24	-	0,35	-	2,27
b) 2500 x 1-es pont	43,56	26,28	2,45	0,13	1,83	13,01	-	2,94	2,51	3,59	1,20	0,51	-	2,00
b) 2500 x 2-es pont	53,71	24,07	1,86	0,11	1,12	12,54	-	-	1,61	0,72	1,39	0,35	-	2,52
e) 2500 x 1-es pont	45,61	16,41	1,00	-	0,39	4,15	1,12	4,45	16,99	6,17	0,73	0,61	-	1,61
f) 2500 x 1-es pont	53,33	21,40	2,52	0,47	1,12	11,81	-	-	2,52	1,04	1,96	0,42	-	3,41



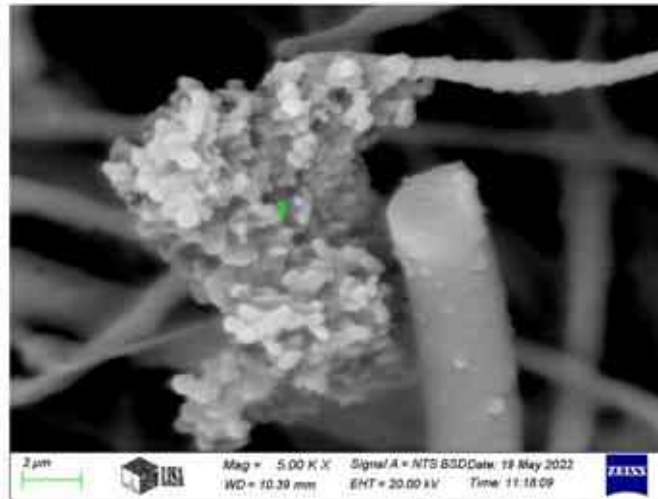
a) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Karton - 1 000x



b) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Karton - 2 500x



c) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Karton - 1 000x

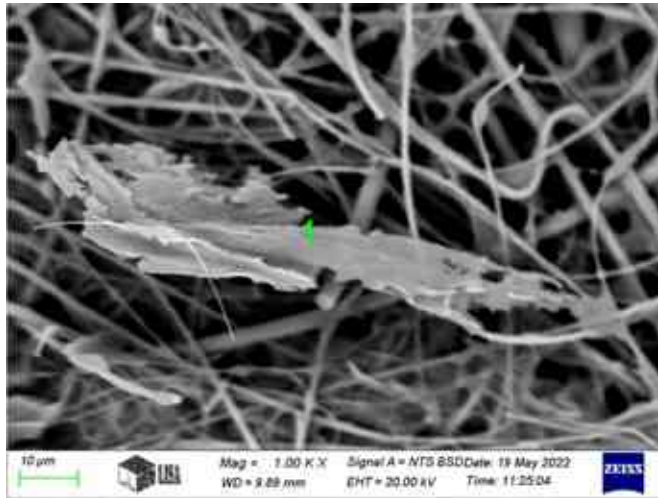


d) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Karton- 5 000x

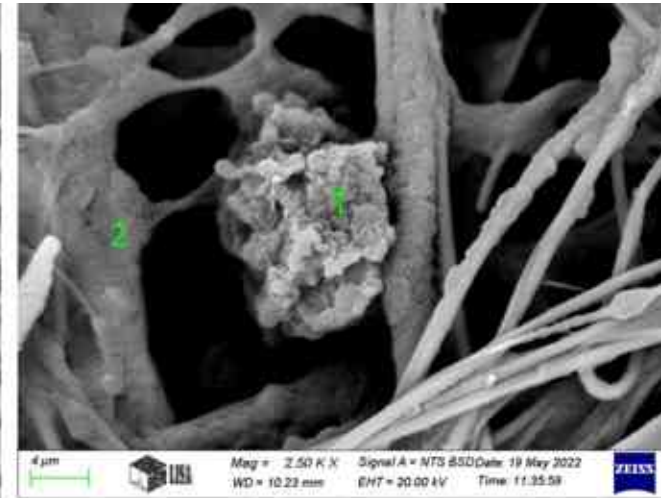
M-23. ábra: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % Karton égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

M-11. táblázat: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % Karton égetéséből származó szilárd részecskék EDAX-SEM-mel detektált elemösszetétele

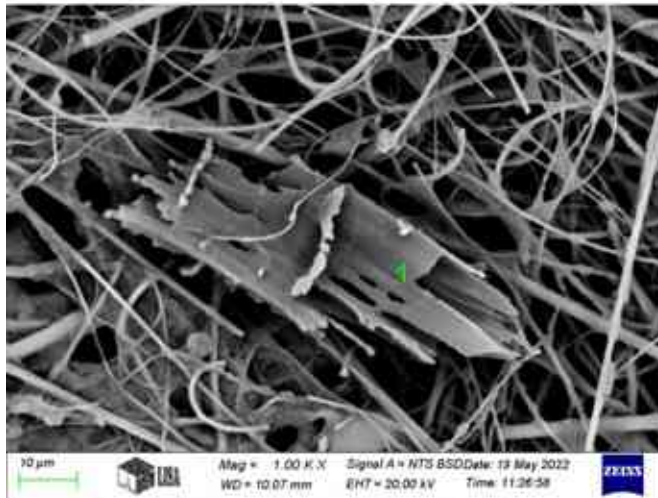
Detektált rész	Elemtartalom (% m/m)												
	C	O	Na	Mg	Al	Si	P	K	Ca	Ba	Ti	Fe	Zn
a) 1000 x 1-es pont	43,43	26,84	2,90	-	1,32	14,60	-	3,95	1,55	1,19	0,57	0,69	2,36
c) 1000 x 1-es pont	33,67	23,05	1,46	1,31	11,03	12,57	-	2,22	9,78	0,96	0,34	0,97	2,64
c) 1000 x 2-es pont	54,97	21,20	2,12	-	1,38	11,99	-	2,26	1,14	0,48	0,67	0,88	2,90
c) 1000 x 3-es pont	37,79	21,15	3,32	0,26	2,14	21,76	-	3,80	1,21	3,13	0,64	0,71	4,11
d) 5000x 1-es pont	48,10	26,73	2,69	0,20	1,26	11,76	-	3,89	0,55	1,09	0,37	0,80	2,56



a) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Fényes papír - 1 000x



b) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Fényes papír - 2 500x



c) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Fényes papír - 1 000x

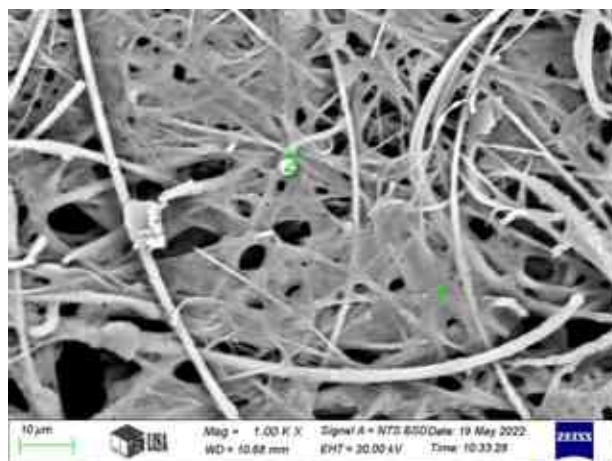


d) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m Fényes papír- 5 000x

M-24. ábra: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % Fényes papír égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

M-12. táblázat: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % Fényes papír égetéséből származó szilárd részecskék EDAX-SEM-mel detektált elemösszetétele

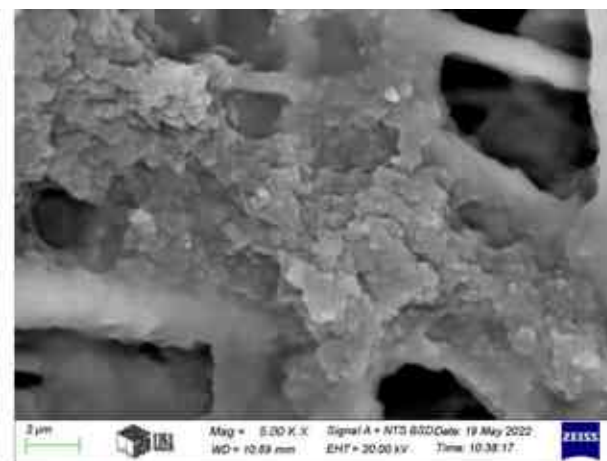
Detektált rész	Elemtartalom (% m/m)												
	C	O	Na	Mg	Al	Si	P	K	Ca	Ba	Ti	Fe	Zn
a) 1000 x 1-es pont	52,35	24,79	2,09	0,28	1,34	12,94	-	1,54	0,75	1,69	0,53	-	1,69
c) 1000 x 1-es pont	79,90	14,40	0,16	0,12	0,33	2,87	-	0,29	-	1,06	-	-	0,88
b) 2500 x 1-es pont	33,92	32,30	-	0,08	0,10	1,16	-	0,33	29,73	1,00	-	-	1,39
b) 2500 x 2-es pont	53,99	17,79	2,78	0,16	1,67	16,29	-	1,66	1,15	1,94	0,51	-	2,06
d) 5000 x 1-es pont	57,22	24,76	2,49	0,20	0,95	9,15	-	2,00	0,34	0,74	0,52	-	1,65
d) 5000 x 2-es pont	64,08	23,13	1,73	0,11	0,73	7,29	-	0,84	0,28	-	0,49	-	1,32



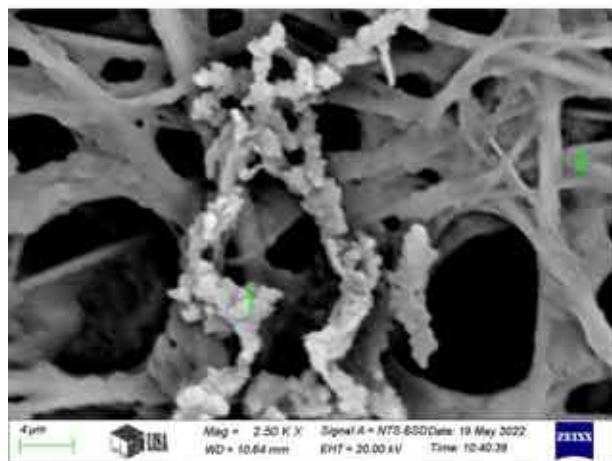
a) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m 84C/PAP - 1 000x



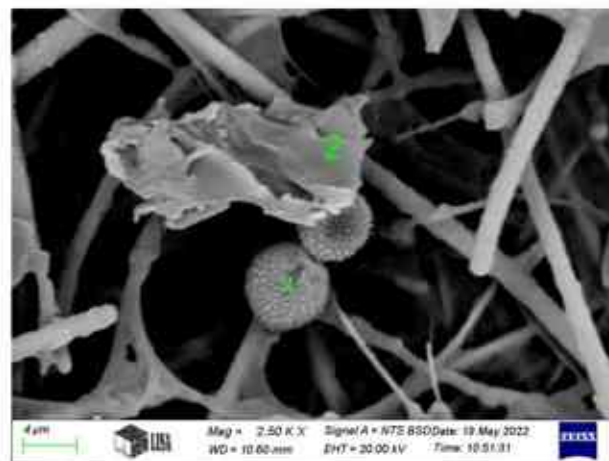
b) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m 84C/PAP - 2 500x



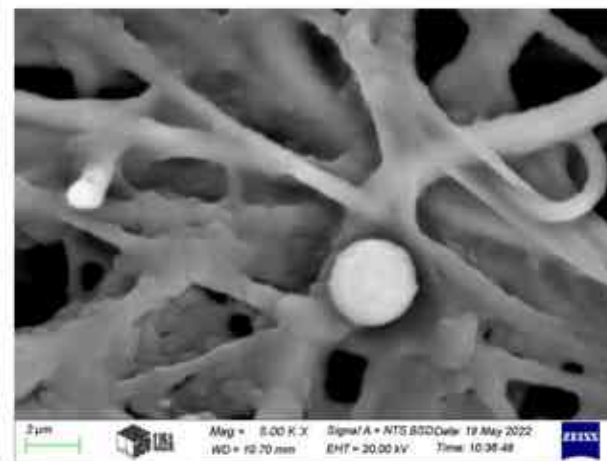
c) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m 84C/PAP - 5 000x



d) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m 84C/PAP - 2 500x



e) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m 84C/PAP - 2 500x



f) 90% m/m Tölgyfa és 10% m/m 84C/PAP - 5 000x

M-25. ábra: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % 84C/PAP égetéséből származó szilárd részecskék morfológiája

M-13. táblázat: Kazánban végzett égetési kísérletek során a 90% m/m Tölgyfa és 10 m/m % 84C/PAP égetéséből származó szilárd részecskék EDAX-SEM-mel detektált elemösszetétele

Detektált rész	Elemtartalom (% m/m)											
	C	O	Na	Mg	Al	Si	P	K	Ca	Ba	Ti	Zn
a) 1000 x 1-es pont	53,26	12,42	3,03	-	1,85	18,62	-	3,22	1,03	2,25	1,06	3,26
a) 1000 x 2-es pont	27,07	24,89	1,92	-	14,68	14,76	-	1,64	12,02	0,80	0,33	1,89
d) 2500 x 1-es pont	64,83	18,98	0,59	-	0,56	5,23	-	1,27	5,91	1,14	0,18	1,31
d) 2500 x 2-es pont	35,51	16,45	3,11	-	2,06	27,18	-	3,46	1,61	5,29	0,37	4,96
e) 2500 x 1-es pont	51,92	22,36	2,07	-	1,01	8,46	-	5,53	1,30	3,86	-	2,11
e) 2500 x 2-es pont	51,32	23,66	2,28	-	1,22	13,60	-	2,39	0,84	1,48	0,38	2,82
c) 5000 x	53,66	13,12	2,71	-	1,85	17,71	-	2,96	1,24	3,02	0,51	3,22

M 6. Mérőeszközök kalibrációja

Az eszközök kalibrációját minden mérés előtt elvégeztük a eszközök gépkönyvében leírtak alapján. A következőkben a vizsgálataim során alkalmazott eszközök kalibrációjának menetét ismertetem.

1 Horiba PG-250 füstgáz elemző készülék kalibrációja

A gázelemző készülék kalibrációja két kalibráló gázzal történik, melyekkel az alsó és a felső mérési határokat lehet beállítani. A kalibráció előtt a készüléknek üzem meleg állapotba kell lennie, amelyet 12 órás üzemeltetéssel érhetünk el. A kalibráló gázokat egyenként 30 percen keresztül áramoltatjuk át a készüléken, majd a mérési értékek stabilizálódása után beállítjuk az alsó és felső mérési határokat. Ahhoz, hogy a kalibráció során a gázelemző készülék a megfelelő mennyiségű gázt szívja el és ne kapjon túlnyomást, egy Y ág került bevezetésre.

Az alsó mérési határhoz nullgáz, azaz 4,9-es tisztaságú N₂ gáz szükséges, míg a felső mérési határhoz CO₂ 11,93% V/V; NO 199,4 ppm; SO₂ 698 ppm; CO 1993 ppm; NO₂ 1,9 ppm összetételű gázt alkalmaztunk.

A kalibrációt minden mérés előtt elvégeztük.

A gázelemző készülék a füstgáz CO- és NO_x-koncentrációját ppm-ben, míg a CO₂- és O₂-koncentrációját % V/V-ben adja meg. A kimutatási határértékek CO esetében 0-5000 ppm, NO_x esetében 0-2500 ppm, CO₂ esetében 0-20% V/V, O₂ esetében 0-25% V/V.

2 Hőelem

A mérések során alkalmazott hőelemek K-típusú (Nikkel-Króm/ Nikkel-Alumínium) köpenyhőelemek voltak, melyek hőmérsékleti mérés tartománya 0 °C-tól 1100 °C-ig terjed. A hőelemeket gyári kalibrációval kaptuk.

3 TESTO 400 multifunkciós alpműszerhez tartozó differenciál nyomás szonda kalibrációja

Minden nyomás paraméter egy referenciához viszonyul relatív nyomás esetén ez a környezet. Nyomáskülönbség mérésnél a mérőszemély által meghatározott nyomás közti különbséget mérünk. A referenciaértéktől függően a mérési eredmény lehet pozitív vagy negatív (+,-), azaz mutathat túlnyomást vagy negatív nyomást. A mérésünk során szívott ágba helyeztük a nyomás mérőt ezért negatív értékeket kaptunk.

4 MOM Q1500D típusú derivatográf kalibrációja

Termogravimetriás mérések esetén a mérlegek belső kalibrációs funkcióval rendelkeznek, amit minden mérés előtt elvégeztettem.

5 Carlo Erba EA1108 típusú elemanalizátor (CHNSO) kalibrációja

Az elemanalizátor kalibrációja egy ismert összetételű kalibráló anyaggal történik, amellyel egy öt pontos kalibráló sort kell készíteni. A kalibráló sor készítése során 0,5-3 mg között lineárisan emelkedve pontosan lemért tömegekkel (1% pontossággal) történik (0,5; 1; 1,5; 2; 2,5; 3 mg), melyeket az ismeretlen összetételű mintákkal együtt azonos körülmények között kell elégetni.

Kalibráló anyag:

BBOT OAS (B2044) 2,5-Bis(5-tert-butyl-2-benzo-oxazol-2-yl) thiophene, melynek összetétele a következő:

M-14. táblázat: Carlo Erba elemanalizátorhoz tartozó kalibráló anyag elemösszetétele

Elem	Tanúsított érték	Bizonytalanság	Elméleti érték
	(% w/w)	(± %)	(% w/w)
Karbon	72,58	0,26	72,52
Hidrogén	6,10	0,08	6,09
Nitrogén	6,53	0,11	6,51
Oxigén	7,38	0,12	7,43
Kén	7,41	0,08	7,44

6 Parr 6200 izoperibolikus bombakaloriméter kalibrációja

Mielőtt az ismeretlen égéshőjű anyagot vizsgálnánk, a kaloriméter vízértékét, azaz a hőkapacitását előzetesen meg kell határozni. Ez az érték kifejezi a mérőrendszer teljes hőkapacitását, beleértve a bombát, az edényt és az edényben lévő vizet. Mivel bonyolult lenne az egyes részek hőkapacitásának külön-külön történő meghatározása, ezért empirikus úton meghatározzuk a rendszer vízértékét egy ismert égéshőjű minta reprodukálható körülmények közötti elégetésével. Erre a célra benzooesavat használunk.

A benzooesav égésekor felszabaduló hőmennyiség kifejezhető az égéshőjének és tömegének szorzataként. Ezt az értéket elosztva a mérés során végbemenő hőmérsékletemelkedéssel megkapjuk a kaloriméter vízértékét.

M 7. Mérési bizonytalanságok

Jelölés jegyzék:

$x_{\text{átlag}}$:	Mérési adatok átlaga
x_{min} :	Legkisebb érték
x_{max} :	Legnagyobb érték
u_i :	Mérési bizonytalanság
n :	Levegőtényező
$V_{\text{lev.gyak}}$:	Gyakorlati égési levegő, 1kg tüzelőanyagelégetéséhez a tüztérbe bevezetett levegő mennyisége m^3 -ben [m^3/kg]
$m_{\text{tüzelőanyag}}$:	Egy égési ciklusban elégetett tüzelőanyag tömege [kg]
Q_{lev} :	Égési levegő áramlási sebessége [m^3/s]

Mérési bizonytalanság számítása:

1. Mérési eredmények átlagának kiszámolása

$$x_{\text{átlag}} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}$$

2. Átlagtól való eltérés kiszámolása

$$\text{eltérés} = x_i - x_{\text{átlag}}$$

3. Tapasztalati variancia kiszámolása

$$V = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - x_{\text{átlag}})^2}{n - 1}$$

4. A mérési eredmények készletének becsült szórásának kiszámítása

$$s = \sqrt{V}$$

5. Az átlagérték (számtani közép) tapasztalati szórásának kiszámítása (mérési bizonytalanság)

$$u_i = \frac{s}{\sqrt{n}}$$

M-15. táblázat: Laboratóriumi égetési kísérletekből származó PAH-vizsgálat mérési eredményei és bizonytalanságai

Laboratóriumi égetési kísérletek - PAH				
Anyag	Xátlag	Xmin	Xmax	U_i
	ng/g	ng/g	ng/g	ng/g
Tölgyfa 650 °C	3677	595	6420	1690
Tölgyfa 700 °C	3054	550	7079	2032
Tölgyfa 750 °C	1373	1332	1437	33
Tölgyfa 800°C	2464	1532	3528	580
Tölgyfa 850°C	5727	1015	11501	3074
Tölgyfa 900°C	6512	3849	9171	1536
PP 650 °C	518877	255744	903634	196668
PP 700 °C	1131171	826725	1723810	296357
PP 750 °C	1583635	1286759	1858049	165299
PP 800 °C	2181619	1866298	2358617	158055
PP 850 °C	4634299	3533415	5519197	583330
PP 900 °C	14791774	10060661	19133117	2626233
HDPE 650 °C	948575	859710	1004117	44893
HDPE 700 °C	1317697	853486	1680086	243990
HDPE 750 °C	1339448	1183603	1462321	82131
HDPE 800 °C	1680017	1067939	2774355	548451
HDPE 850 °C	3762643	3081417	4948230	594988
HDPE 900 °C	10374943	9118224	11568276	707979
PET 650 °C	180342	123970	237070	32650

Laboratóriumi égetési kísérletek - PAH				
Anyag	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui
	ng/g	ng/g	ng/g	ng/g
PET 700 °C	112591	61924	181610	35748
PET 750 °C	251043	74614	474245	117710
PET 800 °C	1540773	875895	2082191	353657
PET 850 °C	1342574	612648	2743469	700654
PET 900 °C	4359127	3165331	6302009	979887
Gumi 650 °C	46741	7076	270269	31985
Gumi 700 °C	9547	7360	13370	1156
Gumi 750 °C	14569	2329	52724	8881
Gumi 800 °C	88487	1568	399792	69592
Gumi 850 °C	72574	3841	356561	57106
Gumi 900 °C	32662	1495	226253	39678
PES 650 °C	29294	15440	40506	7356
PES 700 °C	331580	76560	613553	155601
PES 750 °C	626681	431297	803799	107919
PES 800 °C	914568	261638	1477972	353967
PES 850 °C	2203855	1096106	3767520	804157
PES 900 °C	1064260	628141	1320376	219164

M-16. táblázat: Laboratóriumi égetési kísérletekből származó PAH-vizsgálat mérési eredményei és bizonytalanságai vegyületenként

Laboratóriumi égetési kísérletek - PAH															
Anyag	Vegyület neve [ng/g]														
	Nap	AcPy	Acp	Flu	PhA	Ant	FluA	PyR	BaA	Chr	BbF	BaP	InP	DbA	BghiP
Tölgyfa 650 °C	32 ± 2	58 ± 23	0 ± 0	318 ± 101	1459 ± 663	373 ± 197	416 ± 200	443 ± 315	101 ± 52	184 ± 92	181 ± 91	113 ± 91	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Tölgyfa 700 °C	30 ± 3	76 ± 9	8 ± 8	188 ± 41	1312 ± 1041	311 ± 194	288 ± 228	162 ± 97	88 ± 63	266 ± 229	209 ± 135	84 ± 45	32 ± 32	0 ± 0	0 ± 0
Tölgyfa 750 °C	62 ± 19	299 ± 37	19 ± 9	254 ± 42	417 ± 49	145 ± 6	82 ± 15	87 ± 15	3 ± 3	4 ± 4	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Tölgyfa 800 °C	45 ± 25	857 ± 428	57 ± 25	540 ± 164	583 ± 79	157 ± 25	75 ± 29	62 ± 22	13 ± 8	28 ± 19	45 ± 17	4 ± 4	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Tölgyfa 850 °C	56 ± 15	22 ± 15	6 ± 6	105 ± 61	446 ± 232	174 ± 85	832 ± 500	870 ± 520	567 ± 412	525 ± 363	776 ± 508	682 ± 473	381 ± 247	26 ± 26	259 ± 156
Tölgyfa 900 °C	73 ± 19	48 ± 11	118 ± 118	122 ± 24	1006 ± 432	340 ± 155	1226 ± 324	1064 ± 288	348 ± 60	407 ± 103	655 ± 138	476 ± 100	322 ± 108	51 ± 40	256 ± 55
PP 650 °C	436 ± 40	4002 ± 752	356 ± 81	14406 ± 4796	146308 ± 53569	42261 ± 15071	73458 ± 24873	84737 ± 34192	26331 ± 12167	18392 ± 7374	30918 ± 11823	37725 ± 16961	21729 ± 8178	1413 ± 487	16403 ± 7566
PP 700 °C	593 ± 108	5177 ± 2423	392 ± 120	29334 ± 16224	311190 ± 115217	91611 ± 34380	152069 ± 31736	200155 ± 50253	59402 ± 8008	38716 ± 2011	65522 ± 6328	85540 ± 14384	47268 ± 6048	2860 ± 227	41343 ± 9627
PP 750 °C	371 ± 36	4197 ± 707	430 ± 48	50188 ± 4000	468602 ± 45788	133369 ± 21877	195421 ± 19491	281921 ± 26740	81800 ± 7615	48787 ± 4105	83172 ± 7137	120348 ± 15405	56075 ± 9244	3309 ± 362	55646 ± 8354
PP 800 °C	489 ± 57	8180 ± 4053	689 ± 337	79810 ± 33390	689880 ± 56610	212480 ± 25400	257438 ± 5438	374532 ± 5339	104770 ± 8901	63673 ± 5682	102482 ± 8388	146087 ± 15596	68272 ± 6644	4784 ± 260	68053 ± 4769
PP 850 °C	559 ± 33	34078 ± 13119	3113 ± 1175	299998 ± 87366	1694830 ± 254957	584541 ± 94721	437533 ± 40837	666181 ± 71583	191756 ± 12245	112409 ± 7450	154308 ± 9481	241559 ± 15311	106358 ± 5236	8174 ± 525	98902 ± 7482
PP 900 °C	2090 ± 926	241668 ± 119183	16882 ± 8109	1148025 ± 327721	5412238 ± 955083	2021847 ± 325577	1337304 ± 196413	2027627 ± 299794	573930 ± 78157	354514 ± 55084	470398 ± 92945	648603 ± 124055	276365 ± 57330	34984 ± 6270	225298 ± 42710
HDPE 650 °C	482 ± 48	3588 ± 531	273 ± 8	26587 ± 3951	283536 ± 14420	76883 ± 6504	134587 ± 7715	178583 ± 11723	41494 ± 2136	25846 ± 834	47168 ± 2146	61667 ± 6349	34642 ± 2638	1802 ± 130	31436 ± 2611
HDPE 700 °C	376 ± 42	5211 ± 2202	467 ± 200	44849 ± 15207	407133 ± 83523	119682 ± 22520	168956 ± 27906	242484 ± 38662	55004 ± 9219	31564 ± 5466	59042 ± 11217	86747 ± 15638	48057 ± 9207	2253 ± 490	45873 ± 7699
HDPE 750 °C	313 ± 26	7710 ± 1690	698 ± 149	49306 ± 4714	389596 ± 27962	121666 ± 8196	158351 ± 11101	232748 ± 16025	63041 ± 2839	37549 ± 1677	67546 ± 3065	102500 ± 4215	52919 ± 2864	2526 ± 105	52981 ± 3809
HDPE 800 °C	310 ± 70	8323 ± 3843	930 ± 385	71787 ± 33465	553176 ± 172355	174982 ± 57292	180577 ± 57637	276434 ± 93179	77053 ± 22175	47696 ± 12158	71746 ± 22332	110887 ± 38425	50741 ± 19440	2966 ± 1041	52410 ± 19316
HDPE 850 °C	310 ± 8	49760 ± 17924	5551 ± 2079	249771 ± 57539	1384148 ± 229093	506198 ± 89870	337702 ± 46341	525422 ± 70359	149367 ± 21585	90723 ± 13995	117931 ± 16167	189870 ± 19285	75024 ± 6445	6408 ± 1464	74459 ± 5110
HDPE 900 °C	622 ± 59	139702 ± 43990	12278 ± 3835	747703 ± 107007	3770969 ± 262524	1412992 ± 90414	914606 ± 61946	1406940 ± 84663	408757 ± 31922	260734 ± 21041	361578 ± 29452	518688 ± 33361	206993 ± 19494	23575 ± 2300	188806 ± 18843

Laboratóriumi égetési kísérletek - PAH

Anyag	Vegyület neve [ng/g]														
	Nap	AcPy	Acp	Flu	PhA	Ant	FluA	PyR	BaA	Chr	BbF	BaP	InP	DbA	BghiP
PET 650 °C	1460 ± 283	11778 ± 3548	978 ± 125	26674 ± 4613	66883 ± 19602	13562 ± 4006	16396 ± 2800	15358 ± 3091	2793 ± 671	14234 ± 794	4568 ± 1202	2947 ± 871	1349 ± 560	114 ± 57	1249 ± 658
PET 700 °C	517 ± 146	4110 ± 1657	391 ± 205	9777 ± 3255	34668 ± 11549	8950 ± 3150	13755 ± 4685	13362 ± 3297	3425 ± 1054	9782 ± 3259	5538 ± 2506	4466 ± 1525	1918 ± 907	311 ± 230	1621 ± 763
PET 750 °C	937 ± 328	7610 ± 3394	468 ± 340	21908 ± 6384	89222 ± 47580	19948 ± 9261	28593 ± 16550	18988 ± 7267	10161 ± 6385	16369 ± 11487	18149 ± 13131	9047 ± 4874	5033 ± 3426	1760 ± 1510	2849 ± 1665
PET 800 °C	931 ± 111	8421 ± 3138	646 ± 261	76697 ± 25802	714241 ± 170856	138033 ± 29649	167509 ± 32429	96338 ± 20285	63004 ± 15161	93052 ± 20003	98052 ± 23745	40317 ± 9675	22190 ± 4895	10281 ± 2221	11063 ± 2313
PET 850 °C	934 ± 291	8771 ± 2427	879 ± 239	68864 ± 29233	580255 ± 330118	128992 ± 67535	142400 ± 67111	100005 ± 44432	59499 ± 32874	83938 ± 43017	85484 ± 45431	40836 ± 20830	20644 ± 9962	9797 ± 5864	11275 ± 5096
PET 900 °C	776 ± 194	12756 ± 5768	1006 ± 388	183471 ± 68960	1970831 ± 515484	417605 ± 76996	412842 ± 68060	285230 ± 36080	213358 ± 41247	274798 ± 52954	299716 ± 65490	144096 ± 30698	69813 ± 19031	37201 ± 13186	35629 ± 9659
Gumi 650 °C	0 ± 0	0 ± 0	158 ± 27	426 ± 251	9352 ± 6204	2613 ± 2006	6283 ± 4186	7585 ± 3643	4073 ± 3192	3069 ± 2072	5185 ± 4007	3290 ± 2818	2613 ± 2207	579 ± 520	1516 ± 947
Gumi 700 °C	0 ± 0	0 ± 0	143 ± 17	0 ± 0	1844 ± 209	271 ± 44	1666 ± 186	2389 ± 155	559 ± 88	757 ± 85	957 ± 225	319 ± 87	296 ± 163	8 ± 5	337 ± 62
Gumi 750 °C	0 ± 0	0 ± 0	193 ± 26	0 ± 0	1360 ± 521	254 ± 132	2232 ± 931	2114 ± 851	1292 ± 632	1147 ± 492	2735 ± 1307	1209 ± 674	1315 ± 648	176 ± 104	542 ± 279
Gumi 800 °C	0 ± 0	0 ± 0	326 ± 61	663 ± 436	16244 ± 10026	4299 ± 3047	11951 ± 7870	11122 ± 7647	8931 ± 6054	5987 ± 3963	11974 ± 7997	8085 ± 5795	5400 ± 3685	1264 ± 842	2241 ± 1621
Gumi 850 °C	0 ± 0	0 ± 0	308 ± 56	327 ± 235	14574 ± 11183	4185 ± 3769	10660 ± 8402	10537 ± 9111	7268 ± 6311	4961 ± 3944	8232 ± 5572	5254 ± 4427	4252 ± 2888	1039 ± 924	976 ± 519
Gumi 900 °C	0 ± 0	0 ± 0	475 ± 108	18 ± 18	2296 ± 1166	382 ± 298	3881 ± 2539	3096 ± 2301	2264 ± 1741	1503 ± 1054	4418 ± 2950	2820 ± 2212	2566 ± 1886	370 ± 308	1104 ± 840
PES 650 °C	768 ± 218	0 ± 0	119 ± 70	1286 ± 285	8117 ± 2950	1866 ± 730	2636 ± 1074	1867 ± 1304	518 ± 316	9127 ± 820	1346 ± 318	557 ± 399	569 ± 200	139 ± 15	381 ± 192
PES 700 °C	222 ± 34	3852 ± 534	334 ± 30	15178 ± 7059	135493 ± 73572	20955 ± 10251	41686 ± 18268	19577 ± 7457	12413 ± 5511	32973 ± 14255	26855 ± 11289	9232 ± 3508	6833 ± 2703	2686 ± 1172	3290 ± 1198
PES 750 °C	345 ± 85	2361 ± 570	185 ± 31	22483 ± 9122	288124 ± 51603	46804 ± 8384	73642 ± 9584	34875 ± 5026	21885 ± 4043	52235 ± 7798	45679 ± 8127	16617 ± 3332	11718 ± 1972	4229 ± 605	5499 ± 1007
PES 800 °C	293 ± 34	2045 ± 136	185 ± 12	27373 ± 12472	405948 ± 173546	69054 ± 24528	106951 ± 38533	51585 ± 17219	37656 ± 13412	81182 ± 29934	73290 ± 25725	26136 ± 9312	18060 ± 6190	7135 ± 2580	7676 ± 2573
PES 850 °C	305 ± 22	3253 ± 1464	186 ± 121	85740 ± 39550	1077066 ± 424056	180726 ± 76067	223469 ± 72790	111977 ± 37672	85304 ± 28425	177591 ± 46524	144291 ± 38470	54422 ± 19711	29875 ± 10533	15868 ± 6457	13782 ± 4695
PES 900 °C	124 ± 35	1202 ± 323	131 ± 43	31171 ± 12305	460600 ± 102473	149249 ± 32430	119071 ± 21861	146172 ± 26521	42982 ± 6569	40224 ± 6224	30086 ± 4756	29475 ± 4481	7063 ± 1186	1346 ± 193	5364 ± 1076

M-17. táblázat: Laboratóriumi égetési kísérletekből származó füstgáz komponensekhez tartozó mérési eredmények és bizonytalanságok

Laboratóriumi égetési kísérletek – Füstgáz komponensek																
Anyagok	CO [mg/g]				CO ₂ [10 ⁴ mg/g]				NO _x [mg/g]				O ₂ [10 ⁴ mg/g]			
	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui
Tölgyfa 650 °C	70,17	67,27	71,87	0,31	0,17	0,17	0,17	0,00	1,35	1,21	1,44	0,01	1,82	1,65	1,99	0,02
Tölgyfa 700 °C	51,89	47,49	55,98	1,00	0,17	0,17	0,18	0,00	1,56	1,44	1,66	0,03	1,57	1,56	1,57	0,00
Tölgyfa 750 °C	24,62	23,17	26,30	0,37	0,18	0,17	0,18	0,00	1,72	1,69	1,75	0,01	1,26	1,19	1,31	0,02
Tölgyfa 800 °C	11,69	11,20	12,30	0,13	0,18	0,18	0,19	0,00	1,74	1,68	1,81	0,02	1,43	1,39	1,47	0,01
Tölgyfa 850 °C	10,19	5,77	23,23	0,27	0,19	0,18	0,19	0,00	2,41	2,30	2,56	0,00	1,36	1,35	1,38	0,00
Tölgyfa 900 °C	8,60	7,26	9,64	0,08	0,18	0,17	0,20	0,00	2,23	1,96	2,51	0,01	1,27	1,26	1,28	0,00
PP 650 °C	97,12	90,51	101,78	1,39	0,17	0,16	0,19	0,00	0,24	0,22	0,27	0,01	4,82	4,55	5,28	0,09
PP 700 °C	66,04	58,07	70,93	1,64	0,24	0,23	0,24	0,00	0,40	0,37	0,43	0,01	3,08	2,75	3,40	0,08
PP 750 °C	61,63	56,96	67,04	0,73	0,28	0,27	0,29	0,00	0,47	0,35	0,58	0,02	3,49	3,05	3,95	0,06
PP 800 °C	18,09	13,95	23,18	0,57	0,34	0,33	0,35	0,00	0,63	0,52	0,74	0,02	3,69	3,53	4,00	0,03
PP 850 °C	12,53	8,99	17,15	0,20	0,26	0,24	0,29	0,00	0,72	0,63	0,96	0,01	4,27	3,93	4,70	0,02
PP 900 °C	13,42	9,77	18,54	0,34	0,33	0,32	0,33	0,00	0,75	0,67	0,84	0,01	3,42	3,24	3,57	0,01
HDPE 650 °C	99,02	95,09	104,84	1,21	0,17	0,16	0,18	0,00	0,31	0,26	0,38	0,01	3,42	3,33	3,48	0,02
HDPE 700 °C	88,40	81,68	95,90	1,68	0,19	0,18	0,20	0,00	0,28	0,19	0,32	0,02	2,32	2,17	2,45	0,03
HDPE 750 °C	79,02	76,65	81,20	0,54	0,24	0,20	0,29	0,01	0,45	0,42	0,47	0,01	2,33	2,21	2,46	0,03

Laboratóriumi égetési kísérletek – Füstgáz komponensek																
Anyagok	CO [mg/g]				CO ₂ [10 ⁴ mg/g]				NO _x [mg/g]				O ₂ [10 ⁴ mg/g]			
	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui
HDPE 800 °C	102,75	100,13	108,47	0,56	0,28	0,26	0,30	0,00	0,56	0,55	0,57	0,00	3,12	3,01	3,19	0,01
HDPE 850 °C	47,33	42,87	50,92	0,60	0,16	0,16	0,17	0,00	0,53	0,48	0,63	0,01	2,87	2,77	2,95	0,01
HDPE 900 °C	84,84	79,97	87,66	0,50	0,21	0,19	0,24	0,00	0,59	0,40	0,71	0,02	2,78	2,66	2,83	0,01
PET 650 °C	13,46	11,47	15,40	0,14	0,01	0,01	0,01	0,00	0,03	0,03	0,03	0,00	7,81	7,54	8,31	0,03
PET 700 °C	104,63	97,68	116,94	0,39	0,18	0,17	0,19	0,00	0,13	0,12	0,15	0,00	6,11	5,34	6,65	0,03
PET 750 °C	92,97	83,41	99,62	0,35	0,21	0,20	0,22	0,00	0,19	0,17	0,21	0,00	6,41	5,48	7,81	0,05
PET 800 °C	79,16	73,46	88,70	0,31	0,20	0,20	0,21	0,00	0,21	0,18	0,25	0,00	6,06	5,47	6,76	0,02
PET 850 °C	31,65	29,27	34,12	0,35	0,22	0,22	0,22	0,00	0,32	0,26	0,41	0,01	5,32	5,02	5,64	0,04
PET 900 °C	13,32	11,08	15,33	0,13	0,22	0,21	0,23	0,00	0,28	0,23	0,35	0,00	4,90	4,45	5,61	0,03
Gumi 650 °C	184,37	107,69	234,79	2,01	0,21	0,17	0,24	0,00	1,90	1,47	2,67	0,02	6,00	5,00	7,13	0,04
Gumi 700 °C	249,36	197,19	301,36	3,05	0,22	0,21	0,23	0,00	2,21	2,03	2,50	0,01	5,26	5,02	5,78	0,02
Gumi 750 °C	145,11	87,16	202,44	1,95	0,21	0,16	0,25	0,00	2,74	2,03	3,68	0,03	5,95	5,35	7,11	0,03
Gumi 800 °C	69,16	46,56	89,10	0,97	0,23	0,20	0,26	0,00	2,78	2,29	3,36	0,02	5,49	4,18	6,14	0,04
Gumi 850 °C	33,30	20,59	47,83	0,72	0,24	0,20	0,26	0,00	2,54	2,18	3,00	0,02	5,49	5,10	6,23	0,03
Gumi 900 °C	12,48	0,92	18,10	0,09	0,24	0,03	0,29	0,00	2,53	0,27	3,36	0,01	5,34	0,60	6,43	0,03

Laboratóriumi égetési kísérletek – Füstgáz komponensek																
Anyagok	CO [mg/g]				CO ₂ [10 ⁴ mg/g]				NO _x [mg/g]				O ₂ [10 ⁴ mg/g]			
	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui
PES 650 °C	146,23	42,94	172,86	2,72	0,06	0,05	0,07	0,00	0,27	0,09	0,34	0,00	5,97	5,43	6,44	0,02
PES 700 °C	116,19	105,57	122,77	0,33	0,19	0,18	0,20	0,00	0,89	0,81	1,11	0,01	4,35	4,13	4,61	0,01
PES 750 °C	81,22	59,80	122,45	0,87	0,22	0,20	0,23	0,00	1,62	1,36	1,82	0,01	4,82	4,21	5,45	0,02
PES 800 °C	42,39	27,85	65,24	0,55	0,23	0,22	0,23	0,00	2,14	1,97	2,30	0,00	4,31	3,97	4,97	0,01
PES 850 °C	15,16	10,71	21,18	0,15	0,22	0,18	0,27	0,00	2,49	1,98	2,98	0,01	3,36	2,76	3,73	0,02
PES 900 °C	7,82	6,52	9,71	0,10	0,21	0,20	0,22	0,00	2,78	2,63	2,94	0,01	4,13	3,66	4,82	0,03
Pamut 650 °C	88,07	46,36	130,21	1,01	0,05	0,02	0,10	0,00	0,21	0,08	0,38	0,00	3,66	3,47	3,98	0,01
Pamut 700 °C	70,95	41,88	99,10	0,88	0,10	0,09	0,11	0,00	0,46	0,37	0,56	0,00	3,49	3,19	4,09	0,01
Pamut 750 °C	53,27	27,98	93,77	1,08	0,11	0,09	0,12	0,00	0,61	0,46	0,73	0,00	3,50	3,02	3,93	0,01
Pamut 800 °C	30,19	19,46	44,01	0,34	0,13	0,12	0,13	0,00	0,85	0,77	0,92	0,00	2,65	2,36	2,90	0,01
Pamut 850 °C	20,63	9,49	64,69	0,69	0,13	0,12	0,13	0,00	1,06	0,87	1,21	0,00	2,71	2,38	2,92	0,01
Pamut 900 °C	5,02	3,76	7,15	0,07	0,14	0,14	0,14	0,00	1,21	1,16	1,29	0,00	3,28	3,07	3,71	0,01
Karton 650 °C	86,35	63,43	108,41	0,93	0,16	0,16	0,16	0,00	0,61	0,53	0,73	0,00	2,92	2,84	2,99	0,00
Karton 700 °C	54,14	37,44	72,26	0,44	0,17	0,16	0,18	0,00	0,73	0,52	1,02	0,01	2,73	2,67	2,85	0,00
Karton 750 °C	34,61	21,02	50,59	0,37	0,19	0,18	0,20	0,00	1,23	1,12	1,35	0,00	2,51	2,45	2,60	0,00
Karton 800 °C	20,42	10,81	32,50	0,24	0,19	0,18	0,20	0,00	1,37	1,16	1,46	0,00	2,28	2,14	2,42	0,00

Laboratóriumi égetési kísérletek – Füstgáz komponensek																
Anyagok	CO [mg/g]				CO ₂ [10 ⁴ mg/g]				NO _x [mg/g]				O ₂ [10 ⁴ mg/g]			
	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui	Xátlag	Xmin	Xmax	Ui
Karton 850 °C	34,70	25,92	48,95	0,41	0,18	0,18	0,19	0,00	1,42	1,34	1,45	0,00	2,06	2,03	2,09	0,00
Karton 900 °C	44,69	40,71	49,21	0,18	0,19	0,18	0,19	0,00	1,44	1,39	1,50	0,00	2,06	2,01	2,15	0,00
Fényes papír 650 °C	153,02	91,24	175,44	1,53	0,05	0,05	0,06	0,00	0,01	0,00	0,06	0,00	4,95	2,43	5,57	0,05
Fényes papír 700 °C	134,16	104,06	205,57	1,45	0,09	0,07	0,11	0,00	0,29	0,19	0,34	0,00	4,50	4,18	5,08	0,01
Fényes papír 750 °C	67,29	52,43	87,90	0,61	0,13	0,12	0,13	0,00	0,58	0,53	0,66	0,00	3,86	3,66	4,04	0,01
Fényes papír 800 °C	10,68	7,14	14,27	0,14	0,14	0,13	0,15	0,00	0,85	0,56	0,98	0,01	3,50	3,30	3,79	0,01
Fényes papír 850 °C	2,16	1,40	2,67	0,02	0,16	0,16	0,17	0,00	0,79	0,77	0,83	0,00	4,07	3,82	4,30	0,01
Fényes papír 900 °C	0,67	0,43	0,98	0,01	0,17	0,15	0,18	0,00	0,84	0,71	0,88	0,00	3,67	1,79	4,36	0,03
84C/PAP 650 °C	173,59	168,04	177,26	1,15	0,04	0,04	0,05	0,00	0,06	0,06	0,07	0,00	5,49	5,35	5,58	0,03
84C/PAP 700 °C	215,84	212,20	220,06	0,93	0,04	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,45	5,37	5,55	0,02
84C/PAP 750 °C	58,34	50,46	63,33	1,63	0,17	0,16	0,17	0,00	0,35	0,27	0,45	0,02	5,00	4,95	5,08	0,02
84C/PAP 800 °C	44,93	41,40	50,69	1,19	0,18	0,17	0,18	0,00	0,53	0,36	0,62	0,03	4,49	4,18	4,67	0,06
84C/PAP 850 °C	13,40	11,48	15,18	0,28	0,18	0,17	0,18	0,00	0,41	0,39	0,46	0,00	4,64	4,58	4,71	0,01
84C/PAP 900 °C	4,34	3,20	5,43	0,13	0,18	0,18	0,18	0,00	0,46	0,42	0,50	0,00	4,39	4,24	4,47	0,02

M-18. táblázat: Kazán méretű égetési kísérletekből származó füstgáz komponensekhez tartozó mérési eredmények és bizonytalanságok

Kazán méretű égetési kísérletek – Füstgáz komponensek																
Anyagok	CO [mg/g]				CO₂ [10⁴ mg/g]				NO_x [mg/g]				O₂ [10⁴ mg/g]			
	Xátlag	Xmin	Xmax	U_i	Xátlag	Xmin	Xmax	U_i	Xátlag	Xmin	Xmax	U_i	Xátlag	Xmin	Xmax	U_i
Tölgyfa	63,28	51,12	76,47	3,53	0,16	0,16	0,16	0,00	0,95	0,77	1,12	0,04	0,36	0,30	0,42	0,02
Tölgyfa 90% m/m PP 10% m/m	52,37	32,13	76,86	8,71	0,17	0,12	0,21	0,02	0,76	0,51	0,97	0,10	0,35	0,27	0,56	0,05
Tölgyfa 90% m/m HDPE 10% m/m	43,18	27,16	54,56	3,44	0,18	0,17	0,18	0,00	0,99	0,82	1,26	0,06	0,25	0,22	0,28	0,01
Tölgyfa 90% m/m PET 10% m/m	53,84	45,47	63,26	3,12	0,20	0,18	0,27	0,02	0,89	0,72	1,26	0,10	0,46	0,42	0,48	0,01
Tölgyfa 90% m/m PES 10% m/m	54,85	36,12	87,76	7,41	0,16	0,13	0,17	0,01	1,27	0,57	2,60	0,35	0,40	0,29	0,57	0,05
Tölgyfa 90% m/m Pamut 10% m/m	95,87	66,37	141,54	11,55	0,23	0,16	0,36	0,04	1,18	0,71	1,98	0,21	0,66	0,53	0,84	0,05
Tölgyfa 90% m/m Karton 10% m/m	102,35	62,18	140,75	10,95	0,22	0,18	0,32	0,03	1,30	0,98	1,85	0,15	0,57	0,46	0,68	0,03
Tölgyfa 90% m/m Fényes papír 10% m/m	79,76	56,39	103,43	8,99	0,18	0,14	0,18	0,01	1,00	0,73	1,27	0,10	0,47	0,40	0,56	0,03
Tölgyfa 90% m/m 84C/PAP 10% m/m	58,42	43,80	73,79	6,09	0,18	0,17	0,19	0,00	0,99	0,91	1,10	0,03	0,35	0,27	0,43	0,03

M-19. táblázat: Kazán méretű égetési kísérletekből származó szilárd részecskékhez tartozó mérési eredmények és bizonytalanságok

Kazán méretű égetési kísérletek – Szilárd részecskék												
Anyagok	PM10 [$\mu\text{g/g}$]				PM10-2,5 [$\mu\text{g/g}$]				PM 2,5 [$\mu\text{g/g}$]			
	Xátlag	Xmin	Xmax	U _i	Xátlag	Xmin	Xmax	U _i	Xátlag	Xmin	Xmax	U _i
Tölgyfa	1,51	0,68	2,91	0,39	1,31	0,53	2,83	0,41	1,10	0,40	2,60	0,39
Tölgyfa 90% m/m PP 10% m/m	1,29	0,47	2,28	0,41	1,06	0,39	1,91	0,34	0,91	0,29	1,78	0,33
Tölgyfa 90% m/m HDPE 10% m/m	0,93	0,39	1,61	0,22	0,77	0,49	1,31	0,15	0,61	0,36	1,09	0,13
Tölgyfa 90% m/m PET 10% m/m	2,06	1,30	2,51	0,20	1,83	1,17	2,21	0,18	1,61	1,04	2,03	0,16
Tölgyfa 90% m/m PES 10% m/m	1,67	0,84	4,15	0,52	1,49	0,75	3,87	0,49	1,30	0,60	3,60	0,47
Tölgyfa 90% m/m Pamut 10% m/m	3,64	1,53	8,13	0,99	3,32	1,32	7,64	0,95	3,04	1,26	7,19	0,91
Tölgyfa 90% m/m Karton 10% m/m	3,45	1,87	5,74	0,59	3,14	1,62	5,38	0,58	2,87	1,42	5,03	0,56
Tölgyfa 90% m/m Fényes papír 10% m/m	2,30	1,53	3,34	0,29	2,06	1,34	3,00	0,28	1,83	1,19	2,66	0,26
Tölgyfa 90% m/m 84C/PAP 10% m/m	1,60	1,12	2,25	0,19	1,28	0,85	1,95	0,20	1,02	0,57	1,70	0,21

M-20. táblázat: Kazán méretű égetési kísérletekből származó PAH-vizsgálatok mérési eredményei és bizonytalanságai

Kazán méretű égetési kísérletek - PAH				
Anyag	X_{átlag}	X_{min}	X_{max}	U_i
	ng/g	ng/g	ng/g	ng/g
Tölgyfa	4353	1473	8628	2180
Tölgyfa 90% m/m PP 10% m/m	8440	2249	20405	5983
Tölgyfa 90% m/m HDPE 10% m/m	15426	2098	38900	11772
Tölgyfa 90% m/m PET 10% m/m	12426	6460	21276	4513
Tölgyfa 90% m/m PES 10% m/m	21011	6376	46167	12634
Tölgyfa 90% m/m Pamut 10% m/m	10824	10014	12078	635
Tölgyfa 90% m/m Karton 10% m/m	16267	14717	18867	1308
Tölgyfa 90% m/m Fényes papír 10% m/m	16342	8363	28566	6206
Tölgyfa 90% m/m 84C/PAP 10% m/m	8124	3163	11886	2588

M-21. táblázat: Kazán méretű égetési kísérletekből származó PAH-vizsgálat mérési eredményei és bizonytalanságai vegyületenként

Kazán méretű égetési kísérletek - PAH															
Anyag	Vegyület neve [ng/g]														
	Nap	AcPy	Acp	Flu	PhA	Ant	FluA	PyR	BaA	Chr	BbF	BaP	InP	DbA	BghiP
Tölgyfa	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	902 ± 541	142 ± 99	1069 ± 504	969 ± 481	302 ± 125	256 ± 102	305 ± 136	189 ± 97	124 ± 64	14 ± 9	81 ± 43
Tölgyfa 90% m/m PP 10% m/m	0 ± 0	5 ± 5	0 ± 0	0 ± 0	668 ± 532	87 ± 70	2084 ± 1525	2269 ± 1712	513 ± 305	548 ± 315	836 ± 537	530 ± 362	474 ± 325	43 ± 29	382 ± 271
Tölgyfa 90% m/m HDPE 10% m/m	0 ± 0	20 ± 20	0 ± 0	0 ± 0	434 ± 282	2434 ± 2343	578 ± 350	550 ± 333	1690 ± 1443	2074 ± 1850	2941 ± 2629	2065 ± 1886	1224 ± 1070	110 ± 91	1306 ± 1194
Tölgyfa 90% m/m PET 10% m/m	3 ± 3	0 ± 0	0 ± 0	40 ± 40	4482 ± 2497	456 ± 226	2213 ± 515	1334 ± 305	643 ± 153	1505 ± 503	955 ± 234	322 ± 77	242 ± 60	107 ± 40	125 ± 32
Tölgyfa 90% m/m PES 10% m/m	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	360 ± 360	6951 ± 5171	1085 ± 852	4282 ± 2229	3531 ± 1908	1074 ± 550	1191 ± 448	1174 ± 490	661 ± 362	392 ± 185	81 ± 31	229 ± 88
Tölgyfa 90% m/m Pamut 10% m/m	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	3531 ± 419	607 ± 85	2436 ± 120	2133 ± 52	567 ± 21	457 ± 7	495 ± 46	313 ± 11	170 ± 13	21 ± 2	96 ± 9
Tölgyfa 90% m/m Karton 10% m/m	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	5729 ± 1010	1040 ± 206	3373 ± 160	3049 ± 213	807 ± 33	610 ± 60	690 ± 80	493 ± 40	277 ± 33	29 ± 8	171 ± 40
Tölgyfa 90% m/m Fényes papír 10% m/m	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	4688 ± 2219	810 ± 390	3764 ± 1283	3433 ± 1115	889 ± 296	698 ± 229	870 ± 297	572 ± 208	355 ± 126	43 ± 19	221 ± 72
Tölgyfa 90% m/m 84C/PAP 10% m/m	0 ± 0	0 ± 0	9 ± 9	0 ± 0	1963 ± 823	314 ± 136	1934 ± 560	1805 ± 520	504 ± 121	413 ± 93	500 ± 136	325 ± 91	204 ± 71	26 ± 9	129 ± 45

M-22. táblázat: Kazán méretű égetési kísérletekhez tartozó paraméterek és mérési bizonytalanságok

Kazán méretű égetési kísérletek – Paraméterek																
Anyagok	n [-]				V_{lev,gyak} [m³/kg]				m_{tüzelőanyag}[kg]				Q_{levegő} [m³/s]			
	Xátlag	Xmin	Xmax	U_i	Xátlag	Xmin	Xmax	U_i	Xátlag	Xmin	Xmax	U_i	Xátlag	Xmin	Xmax	U_i
Tölgyfa	3,80	3,33	4,32	0,15	16,08	14,10	18,28	0,65	2,08	1,84	2,35	0,06	0,02	0,02	0,02	0,00
Tölgyfa 90% m/m PP 10% m/m	3,40	2,65	5,08	0,43	16,03	12,49	23,96	2,02	2,11	1,79	2,37	0,10	0,02	0,02	0,02	0,00
Tölgyfa 90% m/m HDPE 10% m/m	2,74	2,49	2,93	0,06	13,28	12,08	14,23	0,29	1,92	1,56	2,15	0,07	0,01	0,01	0,02	0,00
Tölgyfa 90% m/m PET 10% m/m	4,59	4,25	4,68	0,08	20,24	18,76	20,64	0,37	2,12	2,01	2,34	0,06	0,02	0,02	0,02	0,00
Tölgyfa 90% m/m PES 10% m/m	3,95	3,20	5,33	0,39	17,40	14,09	23,48	1,72	1,91	1,65	2,30	0,10	0,02	0,01	0,03	0,00
Tölgyfa 90% m/m Pamut 10% m/m	6,66	5,19	7,77	0,49	27,97	21,82	32,63	2,07	1,90	1,85	1,93	0,01	0,03	0,02	0,04	0,00
Tölgyfa 90% m/m Karton 10% m/m	5,84	4,63	6,46	0,32	24,68	19,54	27,28	1,35	1,98	1,88	2,18	0,04	0,03	0,02	0,03	0,00
Tölgyfa 90% m/m Fényes papír 10% m/m	4,50	4,05	5,24	0,21	19,88	17,90	23,15	0,92	1,96	1,81	2,10	0,05	0,02	0,02	0,03	0,00
Tölgyfa 90% m/m 84C/PAP 10% m/m	3,65	3,05	4,26	0,21	16,12	13,48	18,83	0,94	2,09	1,80	2,50	0,12	0,02	0,02	0,02	0,00