



**Pannon Egyetem
Országos Tudományos Diákköri
Konferencia
2025**



**Levegőszennyező komponensek akkumulációja, toxicitása a
saláta–szárazföldi csiga táplálékláncban.**

Készítette: Benedek Szonja

Témavezető: Dr. Hubai Katalin Eszter

Mérnöki Kar, Természettudományi Központ

A pályamunka lezárásának dátuma: 2024.11.20.

Tartalomjegyzék

Tartalmi összefoglaló	1
1. Bevezetés.....	2
1. 1. Légszennyezettség	2
1. 2. Levegőszennyezés forrásai	3
1. 3. Policiklusos aromás vegyületek (PAH)	4
1. 4. Városi kertészkedés	6
1. 5. Akkumuláció növényekben	7
1. 6. Biokoncentrációs faktor (BCF) és Biomagnifikációs faktor (BMF)	9
2. Célkitűzés	12
3. Anyag és módszer	13
3. 1. Aeroszol minta gyűjtése	13
3. 2. Analitikai mérések	14
3. 3. Növények kezelése	14
3. 4. Csigák kezelés és minták elemzése	15
3. 5. Biomagnifikációs faktor (BMF) meghatározása	15
3. 6. Végpontok meghatározása	15
3. 7. Statisztikai elmezések	16
4. Eredmények és értékelés.....	17
4. 1. Akkumulálódott PAH mennyiség.....	17
4. 2. Biomagnifikációs faktor	18
4. 3. Fotoszintetikus pigment tartalom	20
4. 4. Enzimaktivitás meghatározása	21
5. Összegzés	24
6. Köszönetnyilvánítás.....	25
7. Felhasznált irodalom	26

Tartalmi összefoglaló

A 21. század egyik legnagyobb problémája a levegőszennyezés. A települések légszennyezettsége az egyik legfontosabb emberi egészséget befolyásoló tényező, emellett a környezetre is jelentős hatást gyakorol. A közlekedésben különösképpen a dízelmotoros járművek által kibocsátott részecskék potenciálisan mérgező vegyi anyagok széles skáláját hordozzák, ide tartoznak a policiklusos aromás szénhidrogének (PAH). A légköri PAH-ok a felhalmozódhatnak a növényekben, miközben a városi kertészkedés és a saját termesztésű zöldségek fogyasztása egyre népszerűbb.

A kutatásom során laboratóriumi körülmények között kezelt saláta (*Lactuca sativa* L. tesztnövényeket alkalmazva vizsgáltam, hogy a növények által akkumulált szennyezőanyag mennyiség milyen mértékben jelenik meg a táplálék hálózat következő szintjén, amit esetünkben a spanyol csupaszcsiga (*Arion lusitanicus* Mabille.) képviselt.

Vizsgálataink során meghatároztuk a vizes aeroszol kivonattal kezelt saláták, valamint ezekkel a növényekkel táplált csupaszcsigák által akkumulált PAH mennyiségét. Megmértem a saláták fotoszintetikus pigment tartalmát, valamint saláták és a csigák peroxidáz enzimaktivitásában bekövetkező változást.

Ezek a vizsgálatok hozzájárulhatnak az akkumulált PAH-ok további sorsának megértéséhez és az ökoszisztémák PAH szintjének meghatározásához, ami nagy jelentőséggel bírhat a populációkat érintő lehetséges kockázatok megértéséhez.

Kulcsszavak: policiklusos aromás vegyületek, biomonitorung, akkumuláció, enzimaktivitás, aeroszol

1. Bevezetés

1.1. Légszennyezettség

Az elmúlt évtizedekben jelentős problémát okozott a légszennyező komponensek levegőbe jutó mennyiségének emelkedése. Hiszen a levegő szennyezettsége jelentős globális közegészségügyi probléma, amely 2016-ban 4,2 millió korai halálesethez vezetett világszerte, illetve félmillió életet követelt az Európai Unióban. (EU) (Sicard és mtsai, 2021) Amíg a levegőben előforduló szennyező anyagok mennyisége ilyen magas mértékben jelen vannak, a levegőminőséggel kapcsolatos problémák továbbra is fennmaradnak (Pascal és mtsai, 2013; Cohen és mtsai, 2017).

Az EU hét fő légszennyező anyagot azonosított, ezek az ammónia (NH_3), a nitrogén-oxidok (NO_x), a szén-monoxid (CO), a $2,5\text{ }\mu\text{m}$ -nél kisebb és a $10\text{ }\mu\text{m}$ -nél kisebb aerodinamikai átmérőjű részecskék ($\text{PM}_{2,5}$ és PM_{10}), a kén-oxidok (SO_x), a troposzférikus ózon (O_3) és a nem metán illékony szerves vegyületek (NMVOC) (Koolen és Rothenberg, 2019).

A levegőszennyezés egy olyan állapotot jelent, amikor a levegőbe a káros anyagok magas koncentrációban vannak jelen, ami negatív hatással bír az emberi egészségre, az ökoszisztémákra és a környezetre (Simon, 2004). Levegőszennyezés több forrásból is származhat. A természetes forrásból például erdőtüzek és a másik forrása az emberi tevékenységből, mint például a kipufogógázok. További emberi eredetű szennyezők közé tartozik az ipari folyamatok során keletkező anyagok. A gyárak és ipari létesítmények emissziója során számos káros anyag jut a levegőbe, mint például különböző szénhidrogének, nehézfémek, ammónia, és a finom por (Simon, 2004).

Hazánkban és Európában egyaránt elterjedt a fosszilis tüzelőanyagok égetése, fűtés és az energiatermelés céljából, eközben pedig jelentős mennyiségű a levegőre nézve a káros anyagok mennyisége légkörbe (Simon, 2004). Manapság a környezetre nézve a legkárosabb fűtési forma a faalapú fűtés, mivel a fa rengeteg cellulózt tartalmaz és ennek elégetése során szintén keletkeznek toxikus anyagok, például policiklusos aromás vegyületek (Kaur és mtsai, 2023). Azok a városok és régiók, ahol magas a levegőbe jutó károsanyagok koncentrációjának a szintje, ott szükséges olyan óvintézkedések bevezetése, amelyek megfékezik a károsanyag emisszióját és javítják a levegő minőségét. Ide csoportosíthatók a szigorú környezetvédelmi szabályok, a közlekedési korlátozások, az alternatív energiák használata és az egészségügyi

intézkedések, amelyek a társadalmat védik a levegőszennyezéstől (European Environment Agency, 2020).

A települések légszennyezettsége az egyik legfontosabb emberi egészséget befolyásoló tényező. A városokban, ahol az EU lakosságának 74%-a él, a PM_{2,5} magas arányban van jelen a levegőben, ami súlyos egészségügyi kockázatot jelent a lakosok egészségére és nagymértékben befolyásolhatja az ökoszisztéma működését. A PM_{2,5} magas mennyisége a szemcséken megtapadó egyéb szennyezők miatt is fokozottan káros lehet. A policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-ok) a finomszemcsés, PM_{2,5} légköri aeroszolon tapadnak meg legnagyobb mértékben (Nyiri, 2018).

A levegőben, a PAH-ok gázfázisban fordulnak elő (főleg nagyobb gőznyomású PAH-ok) és PM részecskékhez kötődnek (főleg alacsonyabb gőznyomású PAH-ok) (Kováts és mtsai., 2021). A növények mindkét fázisnak ki vannak téve. Ezenkívül a légköri PAH-ok könnyen eljutnak a talajba, így további expozíciós útvonalat biztosítanak a növények számára (Kulhánek és mtsai., 2005).

1. 2. Levegőszennyezés forrásai

A légszennyező anyagokat két csoportba tudjuk sorolni az eredetük szerint, lehetnek természetes vagy antropogén eredetűek. A levegő szennyezésnek több forrása van, és ezek a források emberi tevékenységek és természetes folyamatok egyaránt lehetnek (Molnár, 2015). A természetes eredetű légszennyezők olyan anyagok vagy részecskék, amelyek a természetes folyamatokból vagy jelenségekből származnak (Mészáros, 1997).

A vulkáni tevékenység, melynek során a vulkáni hamu, kén-dioxid (SO₂), szén-dioxid (CO₂) és egyéb gázok a levegőbe kerülhetnek, ami hatással lehet a levegő minőségére és a környezetre (Kövesi-Lázár, 2022). *Az erdőtüzek és bozóttüzek* során a füst, a hamu és a gázok a levegőbe kerülnek, beleértve a származékokat, mint például a szén-monoxid (CO) és a PM_{2,5} részecskék. *Porvihar és sivatagi viharok*: Egyes területeken a szárazság miatt porviharok vagy sivatagi viharok keletkezhetnek, amelyek a sivatagból vagy homokterületekről származó finom por és homok részecskéket emelnek a levegőbe. *Tengerparti aeroszolok*: Az óceánokból származó aeroszolok, például sókristályok és organikus anyagok, a tengerparti területeken származhatnak és a levegőbe juthatnak (Mészáros, 1997). *Növekedő növények*: Bizonyos növények, például a

fenyőfák, olyan vegyületeket bocsátanak ki, mint a terpének, amelyek hatással lehetnek a levegő minőségére (Mészáros, 1997).

Az antropogén eredetű légszennyezők olyan szennyező anyagok vagy részecskék, amelyek emberi tevékenységek eredményeként kerülnek a levegőbe és hozzájárulnak a légszennyezéshez (Simon, 2004). Ezek a szennyezők különböző ipari, közlekedési, energetikai és mezőgazdasági tevékenységekkel kapcsolatosak. Az antropogén légszennyezők jellemző példái a következők lehetnek, mint például a szén-dioxid (CO_2) a legfontosabb üvegházhatást okozó gáz, és az emberi tevékenységek, például az égések (fosszilis tüzelőanyagok elégetése, erdőtüzek), az ipar és a közlekedés során kerül a levegőbe (Domonkos és mtsai., 2004).

A szén-monoxid a gépjárművek, ipari létesítmények és fűtőberendezések kipufogógázainak egyik fő alkotóeleme. A nitrogén-oxidok, mint például a nitrogén-dioxid (NO_2), a közlekedés és az ipar során keletkeznek. Ezek részt vesznek az ózonképződésben és az egészségre káros hatásokban (Simon, 2004; Fülöp és mtsai., 2011). Szálló por ($\text{PM}_{2.5}$ és PM_{10}), ezek a finom és nagyobb szemcsés részecskék a közlekedésből, az iparból és az égések során kerülnek a légkörbe. Nagy egészségügyi kockázatot jelentenek, mivel könnyen bejutnak a légzőrendszerbe, ahol megtapadnak a tüdő léghólyagocskákon. Kén-dioxid (SO_2) és kénhexafluorid (SF_6), ezek a gázok a fosszilis tüzelőanyagok elégetése és az ipari folyamatok során keletkeznek.

Légköri metán egy erősen üvegházhatást előidéző gáz, amely az állattenyésztés, a szennyvíztisztítás és a hulladéklerakók révén kerül a levegőbe (Fülöp és mtsai., 2011). Az illékony szerves vegyületek a gépjárművek kipufogógázainak, az ipari folyamatoknak és a festékeknek az összetevői.

Ezen és egyéb antropogén légszennyezők negatív hatással lehetnek az emberi egészségre, a környezetre és az éghajlatra. Az intézkedések, mint a szigorú kibocsátási szabványok és a fenntartható energiaforrások felhasználása, segíthetnek a légszennyezés csökkentésében (Kövesi-Lázár, 2022).

1. 3. Policiklusos aromás vegyületek (PAH)

A policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-ok) rendkívül veszélyes környezetszennyezők közé tartoznak, általában keverék formájában fordulnak elő, melyben többszáz anyag is jelen

lehet. Megközelítőleg 200 féle kémiai anyagot sorolnak ebbe a csoportba, legfontosabb képviselőjük az erősen rákkeltő benzo(a)pirén (Armbruszt és mtsai, 2015). A PAH-ok nagy mennyiségben a szerves anyagok tökéletlen égésekor keletkeznek, egyik fő forrásuk a gépjárművek üzemanyagának tökéletlen égése (Szabó Nagy és Szabó, 2017). A gépjárművek által kibocsátott részecskék a potenciálisan mérgező vegyi anyagok széles skáláját hordozzák. A PAH-ok széles skálája bizonyult erősen rákkeltőnek vagy mutagénnek, mint például az úgynevezett Car-PAH-ok (Srogi, 2007), vagy az Egyesült Államok Környezetvédelmi Ügynöksége (EPA) által az 1970-es években azonosított, 16 kiemelt PAH-ból álló kibővített listán szereplő vegyületek (1. táblázat).

1. táblázat PAH-ok tulajdonságai: gyűrűk száma, molekula szerkezete, moláris tömege. A 16 kiemelt PAH vastagon szedett dőlt betűvel jelölve.

PAH	Gyűrűk száma	Molekula szerkezete	Moláris tömeg (g/mol)
<i>Naftalin</i>	2	<i>C₁₀H₈</i>	<i>128.18</i>
2-metilnaftalin	2	C ₁₁ H ₁₀	142.2
1-metilnaftalin	2	C ₁₁ H ₁₀	142.2
<i>Acenaftilén</i>	3	<i>C₁₂H₈</i>	<i>152.2</i>
<i>Acenaftén</i>	3	<i>C₁₂H₁₀</i>	<i>154.2</i>
<i>Fluorén</i>	3	<i>C₁₃H₁₀</i>	<i>166.23</i>
<i>Fenantrén</i>	3	<i>C₁₄H₁₀</i>	<i>178.24</i>
<i>Antracén</i>	3	<i>C₁₄H₁₀</i>	<i>178.24</i>
<i>Fluorantén</i>	4	<i>C₁₆H₁₀</i>	<i>202.26</i>
<i>Pirén</i>	4	<i>C₁₆H₁₀</i>	<i>202.26</i>
<i>Benzo(a)antracén</i>	4	<i>C₁₈H₁₂</i>	<i>228.3</i>
<i>Krizén</i>	4	<i>C₁₈H₁₂</i>	<i>228.3</i>
<i>Benzo(b)fluorantén</i>	5	<i>C₂₀H₁₂</i>	<i>252.32</i>
<i>Benzo(k)fluorantén</i>	5	<i>C₂₀H₁₂</i>	<i>252.32</i>
Benzo(e)pirén	5	C ₂₀ H ₁₂	252.32
<i>Benzo(a)pirén</i>	5	<i>C₂₀H₁₂</i>	<i>252.32</i>
<i>Dibenzo(a,h)antracén</i>	5	<i>C₂₂H₁₄</i>	<i>278.36</i>
<i>Indenol1,2,3CD-Pirén</i>	6	<i>C₂₂H₁₂</i>	<i>276.34</i>
<i>Benzo(g,h,i)perilén</i>	6	<i>C₂₂H₁₂</i>	<i>276.34</i>

Másik fő forrása pedig a háztartási fűtésből keletkezik (Szabó Nagy és Szabó 2017). A levegőben a PAH-ok gázfázisban fordulnak elő és a részecskékhez kötődnek. Ebből következik, hogy a növények mindkét fázisnak ki vannak téve. Ezenkívül az atmoszférikus PAH-k könnyen

eljutnak a talajba, ami további expozíciós útvonalat biztosít a növények számára (Ma és mtsai., 2013; Chen and Yuan, 2012).

A PAH-ok a környezetben hosszú ideig maradhatnak, valamint nehezen bomlanak le (Van Jaarsveld és mtsai., 1997). Az iható víz, mezőgazdasági termékek, olajok, kagylók és hús mind tartalmazhatnak PAH-okat és további szennyezőket (Kazerouni és mtsai., 2001; Janoszka és mtsai., 2004; Martí-Cid és mtsai., 2008; Dost and Ideli, 2012; Viegas és mtsai., 2012; Edigbonya és Adesokan, 2019; Edigbonya és mtsai., 2020). Az emberek leggyakrabban a PAH-oknak a bevitel (88%–98%) és a belégzés (2%–12%) révén vannak kitéve (Alomirah, 2011). A PAH-ok a táplálék elkészítése vagy termelése során alkalmazott hő használata, valamint a föld, a víz vagy a légkör környezetszennyezése lehetséges forrásai az élelmiszerekben található PAH-oknak.

Magyarországon, hasonlóan az Európai Unió többi tagállamához az élelmiszerekre vonatkozóan szabályozzák a PAH vegyületek maximálisan megengedett mennyiségét a 835/2011/EK rendeletben. Az előírás azonban csak 4 PAH (benzo(a)antracén, krizén, benzo(b)fluorantén és benzo(a)pirén) összkoncentrációjára. Valamint kiemelve, külön a benzo(a)pirén koncentrációjára szerepel határérték az olajokra, zsírokra, füstölt húsokra és halakra, csecsemők számára készült gabonaalapú élelmiszerekre, illetve tápszerekre vonatkozóan. A határérték 1 és 35 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ közötti értékekkel (Nyiri, 2018).

1. 4. Városi kertészkedés

A városi kertészkedés egy olyan tevékenység, amely során városi területeken, például lakóövezetekben és városi környezetben az emberek növényeket termesztnek, általában saját otthonuk körül vagy közösségi kertjeikben (Kováts és mtsai., 2021). A városi kertészkedés és a saját termesztésű zöldségek fogyasztása egyre népszerűbbé válik, ezért számos tanulmányt végeztek el, annak érdekében, hogy milyen hatással van a környezetre és a társadalom egészségére (Kováts és mtsai., 2021).

Számos kutatás kimutatta a mérgező légszennyező anyagokat, különösképpen a poliaromás szénhidrogének (PAH) hatásának kitett zöldségek fogyasztásának kockázatát (Kováts és mtsai., 2020). A policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-ok) felhalmozódnak a városi talajban és az

ebből származó PAH-szennyeződés megváltoztathatja a talaj mikrobiális közösségének összetételét (Grönroos és mstai 2018).

Másrésről, mutagén és/vagy karcinogén policiklusos aromás szénhidrogéneket észleltek olyan leveles zöldségekben, amelyeket az érintett területeken termesztettek (Kováts és mtsai., 2020). A zöldségekben a PAH felszívódás levélen vagy gyökér keresztüli felszívódással történhet, és a felszívódás közvetlenül összefügg a PAH vegyületek jellegével, fizikai-kémiai tulajdonságaival és a növény fiziológiai állapotával (Wang és mtsai., 2011).

A városi kertészkedésnek számos előnye van, ide tartozik az élelmiszertermelés, amely lehetővé teszi az emberek számára, hogy saját friss zöldségeket és gyümölcsöket, valamint gyógynövényeket termesszenek az emberek a saját otthonukban vagy a környékén (Kováts és mtsai., 2020). Emellett környezeti előnyei is vannak, hiszen a városi kertészkedéshez használt területek hozzájárulnak a városi zöld területek növeléséhez, az esővíz visszatartásához és a városi biodiverzitás támogatásához (Goddard és mtsai., 2009). A kertészkedés pozitív hatással bírhat az emberi egészségre és jóllétre is. Ám ezek mellett a légszennyezés kockázata fennáll és kihat a vidéki kertek és a zöldségek minőségére, ennek ellenére nagyon népszerűek mind élelmiszertermelés, mind környezeti előnyök szempontjából. Az elmúlt években számos kutatás kimutatta, hogy egyes az érintett területeken termesztett levelű zöldségekben, illetve élelmiszerekben mutagén vagy karcinogén PAH-okat észleltek (Kováts és mtsai., 2021).

Magyarországi mérések szerint szennyezett területről gyűjtött gabonamintákban az átlagos benzo(a)pirén koncentráció $2,1 \mu\text{g/kg}$ és az összes PAH-tartalom $4,52 \mu\text{g kg}^{-1}$ volt. Salátából meghatározott benzo(a)pirén mennyisége $0,4\text{-}14 \mu\text{g kg}^{-1}$ közötti, a kelkáposztában $2,1\text{-}5,0 \mu\text{g kg}^{-1}$ közötti, sárgarépában pedig $3,5\text{-}8,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ közötti érték volt (Nyiri és mtsai., 2015).

1. 5. Akkumuláció növényekben

A policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-ok) akkumulációja a növényekben olyan folyamatot idéz elő, amely során ezek a káros vegyületek felhalmozódnak a növények

szövegeiben. Ez az akkumuláció a talajban vagy a levegőben előforduló PAH-ok felszívódásával és felvételével kezdődik a növények gyökerei vagy levelei által. A PAH-ok akkumulációja számos tényezőtől függhet, ideértve a PAH-ok koncentrációját a környezetben, a növényfajt, a talaj minőségét, a növény növekedési állapotát és az expozíció időtartamát (Kováts és mtsai., 2021).

A PAH vegyületek felvétele megvalósulhat a gázcsere során a sztómakomplexeken keresztül; nedves és száraz ülepedéssel (a levegőből) és gyökéren keresztüli felvétellel (a talajból) (Kulhánek és mtsai. 2005). A PAH-k könnyen felhalmozódnak a zöldségekben (pl. Khillare és mtsai. 2012; Abou-Arab és mtsai. 2014; Xiong és mtsai. 2017). A gáznemű fázisú PAH-ok diffundálhatnak a viaszokon (Kaupp és mtsai. 2000) és a membránon keresztül a levelek belsejébe (Lehndorff és Schwark 2004). Yang és mtsai. (2017a) beszámoltak arról, hogy a PAH-ok szállópor lerakódásból a kutikulaviaszba történő transzportja lehet a levél felhalmozódásának elsődleges útvonala. Azonban zöldségekben halogénezett PAH-k légköri sztómákon keresztüli felvétele is kimutatható volt (Wang és mtsai. 2018).

Összehasonlítva a talajból és az atmoszférából történő felvételt, az atmoszférikus expozíciót a szennyeződés domináns forrásának tekintik (Phillips 1999). Jia és munkatársai (2019) kísérletében kimutatta, hogy a zöldségekben történő össz-PAH-felvétel közel 90%-a a levegőből történő felvételen keresztül jön létre. A növények felszín feletti részeiben a PAH-k koncentrációja általában jelentősen magasabb, mint a gyökerekben (Zhang és mtsai. 2020).

Feltételezhető, hogy az városi területeken termesztett növények általában magasabb szennyeződésnek vannak kitéve, mint a vidéki területeken termesztett növények (Säumel és mtsai. 2012). Azonban a vidéki kerteket alacsonyabb számban vonnak be vizsgálatokba, habár a kutatások kimutatták, hogy "bio" gazdálkodással termesztett zöldségek felhalmoztak a szerves szennyeződések, beleértve a PAH-kat is (Amato-Lourenco. 2017, Zohair és mtsai. 2006). Nyiri és munkatársai (2015) munkájában kiemeli, hogy szennyezett környezetben termelt sárgarépa benzo(a)pirén tartalma $3,5-8,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ közötti volt, míg a nem szennyezett területen termelté pedig csak $0,3-0,4 \mu\text{g kg}^{-1}$ volt.

A szárazföldi növény tesztre, azért van szükség, hogy felmérjük a PAH-ok leveleken keresztüli felvételét a dízel aeroszol mintából készült vizes kivonatból. Jelentős különbségeket

tapasztalhatunk a tesztelt zöldségek bioakkumulációs képességében, valamint a bioakkumulációs mintázatukban. (Kováts és mtsai 2021)

A Pannon Egyetem Ökotoxikológia Kutatócsoport munkatársai korábbi vizsgálataik során a bioakkumulációt tanulmányozták kis- és közepes méretű településeken Veszprém vármegyében, Magyarországon, a kísérletekhez cserépben nevelt fejes salátát (*Lactuca sativa* L., Asteraceae család) választották (Kováts és mtsai., 2020). A *L. sativa* egy gyakran használt teszt faj a bioakkumulációs tanulmányokban, magas levélfelületének és vékony kutikulájának köszönhetően alkalmas az akkumulációs tesztekhez (Schreck és mtsai. 2012, 2013).

Általánosságban elmondható, hogy a legtöbb zöldség jó, sőt erős korrelációt mutatott ki a dízel kivonat egyes PAH-okkal, amit más tanulmányokkal összhangban 3- és 4-gyűrűs PAH-k prevalenciájával tapasztaltak. Kováts és munkatársai (2021) vizsgálata során jelentős különbségeket találtak különböző zöldségek bioakkumulációs kapacitásában, valamint a bioakkumulációs mintázatukban. Más tanulmányokkal összhangban a 3- és 4-gyűrűs PAH-k prevalenciáját tapasztaltak (Kováts és mtsai 2021)

1. 6. Biokoncentrációs faktor (BCF) és Biomagnifikációs faktor (BMF)

A bioakkumuláció mértékét a *biokoncentrációs faktorról (BCF)* jellemezhetjük, amit a tesztszervezetben mérhető szennyezőanyag koncentráció és a környezeti elemben mérhető aránya ad meg (Feigl, 2011). A Biokoncentrációs faktor segítségével megadható, hogy azok az élőlények, amelyek bioakkumulációra képesek hányszorosára képesek növelni a velük érintkező környezetben lévő elem vagy vegyület koncentrációját a saját szervezetében (Milinka, 2013).

$$BCF = \frac{\text{Cadottszervezetben}}{\text{Cadottkörnyezeti rendszerben}}$$

Ahol $C_{\text{adott szervezetben}}$: adott szervezetben meghatározott koncentráció; $C_{\text{adott környezeti rendszerben}}$: környezetben mért koncentráció (Milinka, 2013)

BCF értékét meghatározza a vizsgált szervezet táplálékláncban elfoglalt helye és a benne található zsírszövetének aránya. Minél magasabb szinten van az élőlény a tápláléklánc minél és minél nagyobb testében a zsírszövet aránya, annál nagyobb a BCF értéke. A különböző vegyületek csoportosíthatók a BCF érték alapján (2. táblázat)

2. táblázat Összefüggés a Bioakkumulációs hajlam és a BCF érték közti

Bioakkumulációs hajlam	BCF értéke
nagy	> 3
közepes	1,5 és 3 között
kicsi	$< 1,5$

Egyensúlyi állapotban a nagysága mérhető és $C_{\text{élőlény}}$ vagy $C_{\text{környezet}}$ hányados adja meg. Ettől eltérően nem-egyensúlyi alapon a felvételi és a tisztulási sebességi állandók hányadosát dinamikus BCF-ként adhatjuk meg. A statikus és a dinamikus BCF egyaránt használható kockázatfelmérési és szabályozási célokra.

A valóságban bonyolultabb a helyzet, hiszen a vegyi anyagok szervspecifikusan akkumulálódnak, ilyenkor nem mérhető a teljes testtömegre való megadás (Qin és mtsai., 2020). Ha a vegyi anyag például a májban akkumulálódik a szervezet többi része lehet vegyi anyag mentes, ami a táplálkozás és a másodlagos mérgezés szempontjából fontos. Ma a biokoncentrációt és a biokoncentrációs faktort általánosabban használjuk, szinte minden környezeti elemekben élő élőlényben történő káros anyag felhalmozódásra, így a talajból a növénybe, a vízi üledékből a kagylóba vagy más üledéklakókba bekerült és akkumulált vegyi anyagra is (Armbruszt és mtsai., 2015).

Biomagnifikáció a táplálékhálózaton keresztüli transzportot jelenti adott elemre vagy vegyületre vonatkozóan, ennek eredményeképpen több lépésben megvalósuló több egymást követő akkumulációként határozhatjuk meg (Milinki, 2013). Egy bizonyos trofikus szinten akkumulált toxikus elem vagy vegyület a táplálékláncban következő, felsőbb szintet hatványozottan érinti. A kitettség tehát a táplálékláncon felfele haladva egyre nagyobb (Baranowska és mtsai., 2005).

A tápláléklánc első szintjén a környezetbe kikerült anyagok az első tagokban, a növényekben kerülve, majd innen tovább tudnak haladni a következő szintre. Azonban minél magasabb szinten helyezkedik el egy élőlény a táplálékláncban, annál inkább feldúsulnak benne a toxikus anyagok. A biomagnifikációnak legnagyobb mértékben kitett élőlények a csúcsragadozók és az ember (Darvas és mtsai., 2008). Ez megnövelheti a másodlagos mérgezés rizikóját (Milinka., 2013). Például a talajban mérhető 10 ppm DDT a 14-szeresére dúsul a földigilisztában és 44-

szerezése az azt fogyasztó vörösbegyben, de megfigyelték, hogy a dúsulás mértéke a ragadozó madarak szervezetében éri el maximális értéket (Darvas., 2005).

Egyes PAH-ok a lipofilitásuktól és metabolizmussal szembeni ellenállásuktól függően magasabb trofikus szinten képesek biomagnifikálódni az élőlényekben (Qin és mtsai., 2020). A biomagnifikációs hatás jelentősen növeli a PAH-oknak való kitettség kockázatát édesvízi termékek lenyelése révén (Pacini és mtsai., 2013). Beszámoltak arról, hogy a halhús és a halolaj számos szerves szennyező anyag forrása, beleértve a PAH-okat is (Ohiozebau és mtsai., 2017).

2. Célkitűzés

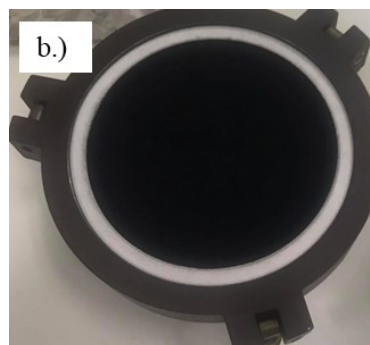
A kutatásom célja annak meghatározása, hogy a növények által akkumulált szennyezőanyag mennyiség milyen mértékben jelenik meg a táplálékhálózat következő szintjén, amit a mi esetünkben szárazföldi csiga fog képviselni. Ezek a vizsgálatok hozzájárulhatnak az akkumulált PAH-ok további sorsának megértéséhez és az ökoszisztémák PAH szintjének meghatározásához, ami nagy jelentőséggel bírhat a populációkat érintő lehetséges kockázatok megértéséhez.

A kutatásba bekapcsolódó hallgatóként részt fogok venni a növények, betakarításába és a csigák nevelésébe. Valamint a kezeléseket követően a tesztnövények végpontjainak (tömeg, hossz, fotoszintetikus pigmentek, stresszenzim aktivitás), a csigák testméreteinek meghatározásába és az akkumulált levegőszennyező komponensek mennyiség mérésének előkészítésébe. Azért szeretnék a TDK kutatásban részt venni, mert a kutatási témám a mai kornak egy globális problémája, a légszennyezés. További célom, hogy ezen kutatás segítségével hozzájáruljak a probléma megoldásához. Az állatokon keresztül közvetve az embereken is tudjak segíteni. Remélem, hogy ezen kutatás eredményei elősegítik a levegőszennyeződés hatékony csökkentését.

3. Anyag és módszer

3. 1. Aeroszol minta gyűjtése

Az aeroszol mintákat nagy térfogatú KÁLMÁN PM2.5 mintavevővel (áramlási sebesség $32 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) kvarcszűrőn (átmérő: 150 mm) vették a Pannon Egyetem MTA-PE Levegőkémia Kutatócsoport munkatársai egy Euro4-es dízelmotoros gépkocsi kipufogójából (1. ábra a. és b.). A mintavétel 4 alkalommal egyenként 10 perc hosszúságú volt alapjáraton, a mintavevő körülbelül 1 méterre volt a kipufogócsőtől.



1. ábra a.) nagy térfogatú KÁLMÁN PM2.5 mintavevő egység és b.) kvarcszűrő 10 perces mintavétel után

A szűrőkből kompozit mintákat készítettek a Pannon Egyetem Ökotoxikológia Kutatócsoport munkatársai. A szűrőket nagy tisztaságú (MilliQ) vízzel extrahálták (Teke és mtsai. 2020). Ezeket a darabokat többször megkeverték, majd a főzőpoharat 24 órán át lefedték (XXX. ábra). Az extraktumot ezután $0,45 \mu\text{m}$ pórusméretű kvarcszűrőn (Advantec QR-100 Ø 150 mm) szűrték (2. a. és b. ábra).



2. ábra Kivonat készítése a.) extrahálás nagy tisztaságú (Milli Q) vízben és b.) $0,45 \mu\text{m}$ pórusméretű szűrőn szűrés

3. 2. Analitikai mérések

Az aeroszol kivonat PAH tartalmának meghatározását gázkromatográfiás módszerrel HP-6890 gázkromatográf és HP-5973 (Agilent Technologies, Palo-Alto, USA) kvadropol tömegspektrométer (alacsony felbontású single MS) segítségével határozták meg. Az analitikai meghatározásokat az ELGOSCAR-2000 Környezettechnológiai és Vízügyi Zrt. akkreditált Laboratóriumában (regisztrációs szám: NAH-1-1278/2015) végezték el.

3. 3. Növények kezelése

A kísérlet kivitelezéséhez az OECD 227. „Szárzsföldi növények vegetatív vigor vizsgálata” című vegyi anyagok vizsgálatára vonatkozó irányelvben megfogalmazott eljárást alkalmaztuk. A vizsgálathoz Saláta (*Lactuca sativa* L.) növényeket használtunk, mely az irányelv ajánlott növény listáján is szerepel. Azonban a javasolt végpontok (morfológiai paraméterek) mellett biokémiai végpontokat (klorofill-a és klorofill-b, karotinoidok, fehérjetartalom, stresszenzim aktivitás) is meghatároztuk.

A vizsgálatainkban felhasznált növények vetőmagjait a Garafarm Kft.-től vásároltuk.

A kísérletet üvegházban végeztük el, ahol a környezeti feltételek megfeleltek az Útmutató előírásainak (hőmérséklet: $22^{\circ}\text{C} \pm 10^{\circ}\text{C}$; páratartalom: $70\% \pm 25\%$; fotoperiódus: minimum 16 óra fény; fényintenzitás: $350 \pm 50 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). A növények cserepeit minden második napon áthelyeztük, így a környezeti feltételek változásának potenciális hatása minimalizálható volt.

Az expozíció alatt sem műtrágyát, sem növényvédő szert nem alkalmaztunk.

A magvakat boltban kapható talajba vetettük (pH: $6,8 \pm 0,5$; N (m/m%): min 0,3; P_2O_5 (m/m%): min 0,1; K_2O (m/m%): min 0,3). 15 cm átmérőjű cserepeket használtunk. A kísérletek során a palánták kikelése min. 70 %. Nem volt látható fitotoxikus hatás a kontrollban (pl. klorózis vagy morfológiai rendellenességek), és a teszt növények átlagos túlélése legalább 90%-os volt. Az expozíció előtt 10 növényt választottunk ki. Minden cserépben 1 palántát hagytunk a többi óvatosan eltávolítottuk és a kezelést akkor kezdtük meg, amikor a növények elérték a 4 valódi leveles állapotot. A kezelt csoportokhoz hasonlóan 10 növényből álló kontrollcsoportot állítottunk be. A kontroll növényeket a kezelésekkal egyidejűleg csapvízzel permeteztük.

A kezeléseket a 0.; 7.; 14.; 21. napokon végeztük el, melyek során az aeroszol extraktumot a növények föld feletti részeire permeteztük, CONXIN Q1P-CX01-380 hordozható készülékkel.

Az alkalmazás térfogatát 5 ml/edény/kezelés értékre állítottuk be. A permetezés előtt minden edényben gondosan lefedjük a talajt, hogy elkerüljük a gyökereken keresztüli szennyeződést.

Az expozíció után a növényeket a sziklevél felett levágtuk, a lehető legközelebb talajhoz, de ügyelve rá, hogy ne kerüljön a mintákra talaj. Minden egyes növény tömegét analitikai mérleggel (Kern ABJ 120-AM) négy tizedesjegyre mértünk. Ennek megfelelően a biotömeg ebben az esetben friss tömeg jelent. Ezzel egyidőben a vizuális tüneteket (ha voltak) szintén rögzítettük.

3. 4. Csigák kezelése és minták elemzése

A kísérlet során (Kavčič és mtsai 2020) munkáját követtük. A spanyol meztelen csigákat (*Arion vulgaris* L.) a természetes környezetben gyűjtöttük (5 egyedet expozícióként), amelyeket az akklimatizációt követően a kísérleti növényekből készített pelletekkel (~100mg) etettünk meg. Naponta friss pelletet adtunk, és feljegyeztük a 24 óránként elfogyasztott takarmány mennyiségét. A kezelés 14 napig tartott, miközben kontrollált körülmények között tartottuk a csigákat. A takarmányozási periódus végén a meztelen csigákat tiszta edényekbe helyeztük, és az utolsó etetést követően 24 óra múlva gyűjtöttük a mintát.

Altatásukhoz 24 órára színtőlítig töltjük kiforralt, lehűtött vízzel telt edénybe helyeztük őket (Kriska és Lőw, 2012). Boncolás előtt ellenőriztük az altatás sikerességét, a csigákat túvel megbökdöstük, és ha bármilyen kis összehúzódást tapasztaltunk, akkor injekciós tűvel 4-6%-os MgCl₂-oldatot juttatunk a testüregbe, de ilyen nem fordult elő. Boncolás során szétválasztottuk az izomzatukat, valamint az a zsigeri szervüket, melyeket külön mintaként kezeltük.

3. 5. Biomagnifikációs faktor (BMF) meghatározása

A biomagnifikációs faktor kiszámításához alábbi képletet használjuk

$$BMF = C_o / C_p$$

ahol C_o a vegyület koncentrációja a szervezetben és C_p a vegyület koncentrációja a szervezet prédájában (esetünkben saláta) (Miller és mtsai 2023).

3. 6. Végpontok meghatározása

Fotoszintetikus pigment tartalom meghatározása:

Gould és mtsai (2000) munkája alapján 0,1 gramm kezelt és kontroll salátát 1 ml 80%-os aceton oldatba helyeztem és 24óra 4°C-os hűtőbe tettem. 10 percig 4500 RPM-en centrifugáltam és a felülúszót gyűjtöttem. Az így előkészített minták abszorbanciáját spektrofotométerrel 470nm, 647nm, 663nm hullámhosszokon mértem. Majd kiszámoltam a CHL-a, CHL-b, teljes CHL-t és a teljes CAR mennyiséget.

Csigák elhullásának vizsgálata

A csigák állapotát napi rendszerességgel követtem és a csigák elhullásra nem került sor, valamint az állatok takarmányozási sebességét a naponta elfogyasztott takarmány mennyiségéből határoztam meg.

Enzimaktivitás meghatározása

Imberty és mtsai (1984) módszere szerint mértük a növényi minták peroxidáz aktivitásának változását. 0,2 gramm mintát jéghideg mozsárban homogenizáltam 2,8 mL foszfát puffer, 100 μ L etilén-diamin-tetraecetsav (EDTA) és 100 μ L fenil-metil-szulfonil-fluorid (PMSF) hozzáadásával. Majd centrifugálást követően az extraktumból a TMB peroxidáz aktivitást határoztam meg. A teljes fehérjetartalom mérésére spektrofotometriás módszerrel, a Lowrymódszert alkalmaztuk (Peterson, 1983). Minden esetben 3-3 párhuzamos mintát készítettünk, melyekből 3-3 párhuzamos mérést végeztünk.

Az oxidációs rátát a 654 nm-en mért abszorbancia változással becsültem. A kapott koncentrációváltozást az összes fehérje mennyiségre vonatkoztatva kaptam meg az enzimaktivitást U μ g⁻¹ fehérje mennyiségben.

3. 7. Statisztikai elmezések

R 4.1.1. program segítségével páros t-próbát végeztem.

4. Eredmények és értékelés

4. 1. Akkumulálódott PAH mennyiség

A méréseink során 21 különböző PAH-ok analitikai mérésre került sor. A salátában, a csigák izomzatában és zsigereiben a meghatározott koncentrációkat 3. táblázatban foglaltam össze.

3. táblázat Az egyes mintákban meghatározott PAH mennyisége (LOQ: 0,01 µg/kg)

Mért komponens	Saláta kontroll	Saláta kezelt	Csiga izomzat kontroll	Csiga izomzat kezelt	Csiga zsiger kontroll	Csiga zsiger kezelt
Naftalin	<0,01	85,0	14,0	67,0	39,0	173,0
2-metilnaftalin	<0,01	11,0	3,0	9,0	1,0	19,0
1-metilnaftalin	<0,01	7,0	2,0	4,0	4,0	9,1
Acenaftilén	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	2,0
Acenaftén	<0,01	<0,01	<0,01	1,0	<0,01	0,98
Fluorén	<0,01	8,0	3,0	6,0	2,0	11,0
Fenantrén	<0,01	30,0	3,0	26,0	9,0	27,1
Antracén	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluorantén	<0,01	3,0	<0,01	2,0	1,0	2,0
Pirén	<0,01	2,0	<0,01	1,0	<0,01	1,0
Benzoantracén	<0,01	1,0	<0,01	1,0	<0,01	2,0
Krizén	<0,01	3,0	<0,01	1,0	<0,01	6,0
Benzo(b)fluorantén	<0,01	2,0	<0,01	1,0	<0,01	5,0
Benzo(k)fluorantén	<0,01	2,0	<0,01	<0,01	<0,01	3,0
Benzo(e)pirén	<0,01	1,0	<0,01	<0,01	<0,01	2,0
Benzo(a)pirén	<0,01	1,0	<0,01	<0,01	<0,01	1,0
Indenol1,2,3C	<0,01	1,0	<0,01	1,0	<0,01	4,0
D-Pirén						
Dibenzo(a,h)antracén	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	1,0
Benzo(g,h,i)perilén	<0,01	1,0	<0,01	1,0	2,0	2,0
Naftalinok	<0,01	103,0	19,0	80,0	44,0	201,0
PAH	<0,01					
naftalinok nélkül		55,0	6,0	41,0	14,0	70,1
Összes PAH	<0,01	158	25,0	121,0	58,0	271,0

Korábbi tanulmányokhoz (Lei és mtsai. 2011; Wang és mtsai. 2017; Jia és mtsai. 2018) hasonlóan a mi esetünkben is az alacsony molekulatömegű (LMW) PAH vegyületek domináltak a kezelt fejes saláta növényekben. Esetünkben a naftalin volt a domináns PAH 85,0 µg kg⁻¹

koncentrációban, hasonlóan a szakirodalmi adatokhoz (Waqas és mtsai. 2014; Busso és mtsai. 2018).

A második legmagasabb mennyiségben előforduló vegyület a fenantrén volt, melynek a koncentrációja $30,0 \mu\text{g kg}^{-1}$ volt. Egy kínai tanulmányban, melyben 16 policiklusos aromás szénhidrogén (PAH) koncentrációját, eloszlását és forrását határozták meg 16 zöldségmintában egy jelentős kínai gyártóközpont mellett hasonlóan a mi vizsgálatunkhoz a fenantrén az egyik domináns PAH a zöldségekben (Li és mtsai., 2008).

Érdekes módon a kísérletünkben a salátában az antracén detektálási aránya $<0,01 \mu\text{g kg}^{-1}$ volt, annak ellenére, hogy korábbi felmérések alapján ez a PAH magas arányt mutatott a zöldség mintában (Ashraf és mtsai., 2013).

Az 5 és 6 gyűrűs nehéz PAH-ok, mint ahogy a mi esetünkben is általában alacsonyabb koncentrációban akkumulálódnak a növényi szövetekben (Li és mtsai., 2017). Ennek ellenére Dan-Badjo és mtsai (2007) perjét (*Lolium perenne*) alkalmaztak cserepes kísérletekhez, melyeket egy autópálya közelébe helyeztek el, és megállapították, hogy a nagy molekulatömegű (5 és 6 gyűrűs) PAH-ok a teljes PAH-koncentráció közel 23%-át teszik ki. Az öt és hat gyűrűs PAH-ok tipikus nyomjelzők, jelentős fosszilis tüzelőanyag égetéssel és járműkibocsátással vannak összefüggésben (Ravindra és mtsai. 2008), például az emelkedett Benzo(g,h,i)perilén mennyiség az üzemanyag kibocsátások jelzőjeként tartják számon (Eigur Fernandez és mtsai, 2004).

A csigákból származó mintákban az összes PAH tartalom magasabb volt, mint a szakirodalomban leírt koncentráció (Bhagat és mtsai., 2017). Mind a zsiger, mind az izomzat esetében a salátához hasonlóan a naftalin volt a domináns PAH. Az izomzatban $67,0 \mu\text{g kg}^{-1}$ koncentrációban, a zsigerben $173,0 \mu\text{g kg}^{-1}$ értékben. Ez eltér a szakirodalmi adatoktól az édesvízi csiga (*Bulinus globosus*) és a szárazföldi csiga (*Achatina arginata*) mintáiban a $0,1894\text{--}48,8063 \mu\text{g kg}^{-1}$, $0,15\text{--}40,14 \mu\text{g kg}^{-1}$, illetve a $0,56\text{--}60,79 \mu\text{g kg}^{-1}$ tartományban voltak (Ediagbonya és mtsai., 2022).

4. 2. Biomagnifikációs faktor

Az egyes mintában meghatározott PAH koncentrációk alapján számított biomagnifikációs faktorokat a 4. táblázat tartalmazza.

4. táblázat A Csiga zsiger- saláta és csiga izomzat- saláta rendszerben meghatározott biomagnifikációs faktor

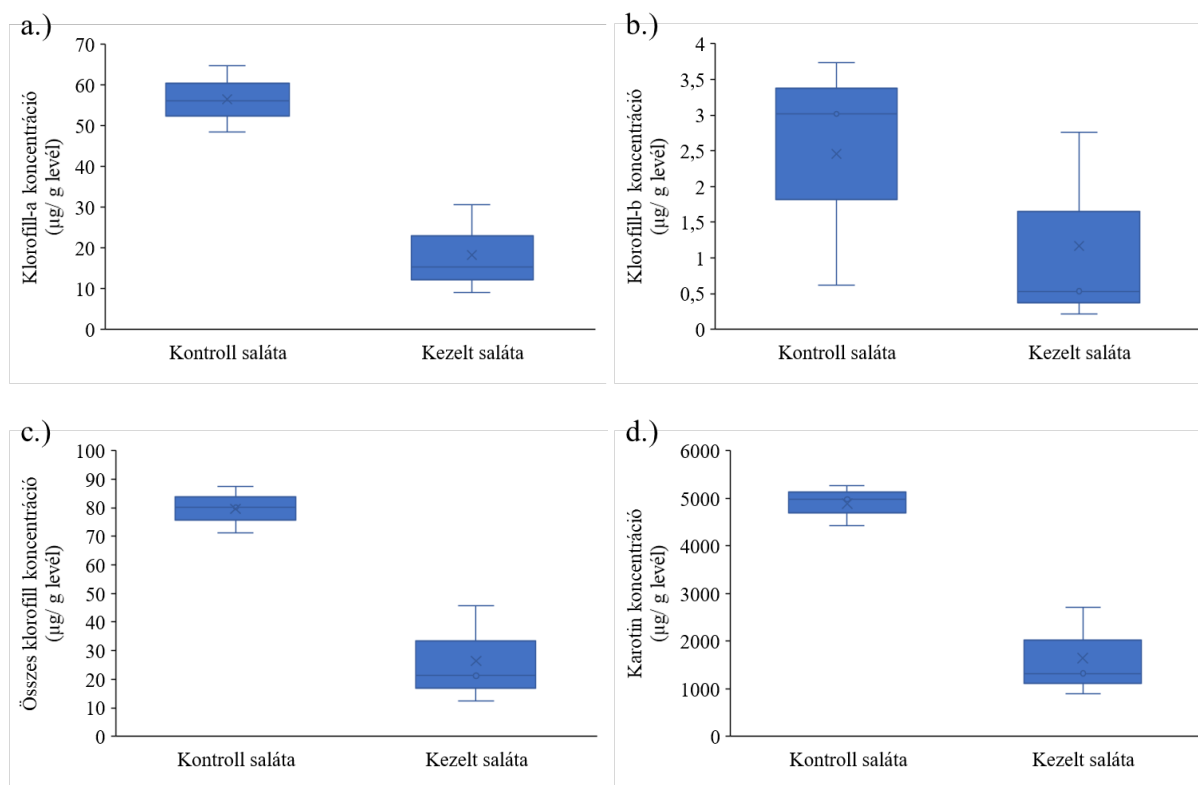
	Csiga zsiger	Saláta	BMF	Csiga izomzat	Saláta	BMF
Naftalin	173	85	2,04	67,0	85	0,79
2-metilnaftalin	19,0	11,0	1,73	9,00	11,0	0,82
1-metilnaftalin	9,10	7,00	1,30	4,00	7,00	0,57
Acenaftilén	2,00	<0.01	200	<0.01	<0.01	1,00
Acenaftén	0,98	<0.01	98	1,00	<0.01	100
Fluoren	11,0	8,00	1,38	6,00	8,00	0,75
Fenantrén	27,1	30,0	0,90	26,0	30,0	0,87
Antracén	<0.01	<0.01	1	<0.01	<0.01	1,00
Fluoranten	2,00	3,00	0,67	2,00	3,00	0,67
Pirén	1,00	2,00	0,50	1,00	2,00	0,50
Benzoantracén	2,00	1,00	2,00	1,00	1,00	1,00
Krizén	6,00	3,00	2,00	1,00	3,00	0,33
Benzo(b) fluorantén	5,00	2,00	2,50	1,00	2,00	0,50
Benzo(k) fluorantén	3,00	2,00	1,50	<0.01	2,00	0,005
Benzo(e)pirén	2,00	1,00	2,00	<0.01	1,00	0,01
Benzo(a)pirén	1,00	1,00	1,00	<0.01	1,00	0,01
Indenol1,2,3CD-Pyren	4,00	1,00	4,00	1,00	1,00	1,00
Dibenzo(a,h) antracén	1,00	<0.01	100	<0.01	<0.01	1
Benzo(g,h,i) perilén	2,00	1,00	2	1,00	1,00	1
Naftalinok	201	103	1,95	80,0	103	0,78
PAH naftalinok nélkül	70,1	55,0	1,27	41,0	55,0	0,75
Összes PAH	271	158	1,72	121	158	0,77

A korábbi vizsgálatokban vízi puhatestűek és halak estében vizsgálták a PAH-ok biomagnifikációját. Adamo és mtsai (1997) azt tapasztalták, hogy a PAH szennyezésnek kitett kagylókban a PAH-ok mennyisége folyamatosan növekedett és az őket fogyasztó halak esetében is enyhe emelkedés volt megfigyelhető. Qin és mtsai (2020) kísérletei során nyolc víziállat biomagnifikációs faktorát vizsgálták és megállapították, hogy a nagyobb gyűrűszámmal rendelkező PAH-k könnyebben feldúsultak a vízi állatokban.

Vízi környezeten végzett vizsgálatokban a fenantrén, a fluorantén és a pirén trofikus szinttel összefüggő biomagnifikációját találták a bálnában (Tian és mtsai, 2023). A csigák esetében a zsigerben az acenaftilén, az acenaftén és a dibenzo(a,h) antracén mutatta a legerősebb magnifikációt, míg az izomzat esetében az acenaftén mutatott magasabb értéket.

4. 3. Fotoszintetikus pigment tartalom

A saláta növények esetében a kezelt mintából mért pigment koncentráció volt az alacsonyabb (3. a-d. ábra). Minden esetben szignifikáns különbséget határoztam meg a kezelt és kontroll növények pigment tartalma között (T-próba: klorofill-a: $t = 4.0415$, $df = 5$, $p = 0.009908$; klorofill-b: CHLb $t = 2.9104$, $df = 5$, $p = 0.03339$; összes klorofill: $t = 4.1227$, $df = 5$, $p = 0.00915$; karotin: $t = 4.2221$, $df = 5$, $p = 0.008311$)



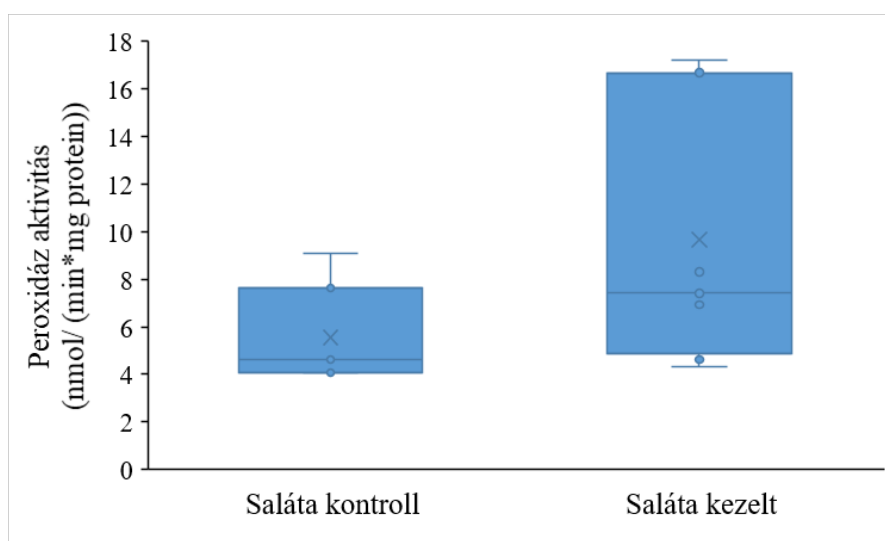
3. ábra Saláta növényekben meghatározott a.) klorofill-a, b.) klorofill-b, c.) összes klorofill és d.) karotin mennyisége

A légszennyezés leggyakoribb hatása az alacsonyabb klorofill tartalom, a levelek sárgulása, a kloroplaszt és a tilakoid membrán szerkezetének megváltozása, ezek a változások a növény fotoszintetikus aktivitásának csökkentésével vagy gátlásával hozhatók összefüggésbe (Hubai és mtsai, 2021). Hasonlóan az általam tapasztalt tendenciához a szakirodalomban a legtöbb tanulmány arról számol be, hogy a klorofillszint csökken a PAH-ok hatására a növények leveleiben (Oguntimehin és Sakugawa, 2008; Desalme és mtsai, 2011a,b). Például Tomar és Jajoo (2014) megfigyelték, hogy az fluorantén kezelés hatására mind a klorofill-a mind a klorofill-b mennyisége szignifikánsan csökkent, valamint a karotinoidszintben is csökkenés volt tapasztalható.

Desalme és munkatársai (2011b) azt tapasztalták, hogy a klorofill-a és klorofill-b pigment tartalom is csökkent a növényekben a fenantrén szennyezés után, de az én eredményeimmel ellentétben a karotinoid tartalom nem változott maradt. Hubai és munkatársai (2021) paradicsom növényeken aeroszol kivonattal (PAH keverék) elvégzett kísérletében hasonlóan az általam tapasztaltakhoz szignifikáns pigment tartalom csökkenést mutattak ki, ami a klorofill-a tartalom a kontroll érték 84,47%-a, klorofill-b 77,17%-a volt. Az én vizsgálatom során a kezelt növény klorofill-a tartalma a kontrollban mért érték 32,4%-ára; a klorofill-b tartalma 47,5%-ára, a karotin tartalma pedig 33,6%-ára csökkent.

4. 4. Enzimaktivitás meghatározása

Saláta tesztnövényekben az aeroszol kivonattal kezelt mintákban szignifikánsan magasabb volt a peroxidáz enzim aktivitása, mint a kontroll növényekben (4. ábra) $t = 3.786$, $df = 5$, $p = 0.01281$)



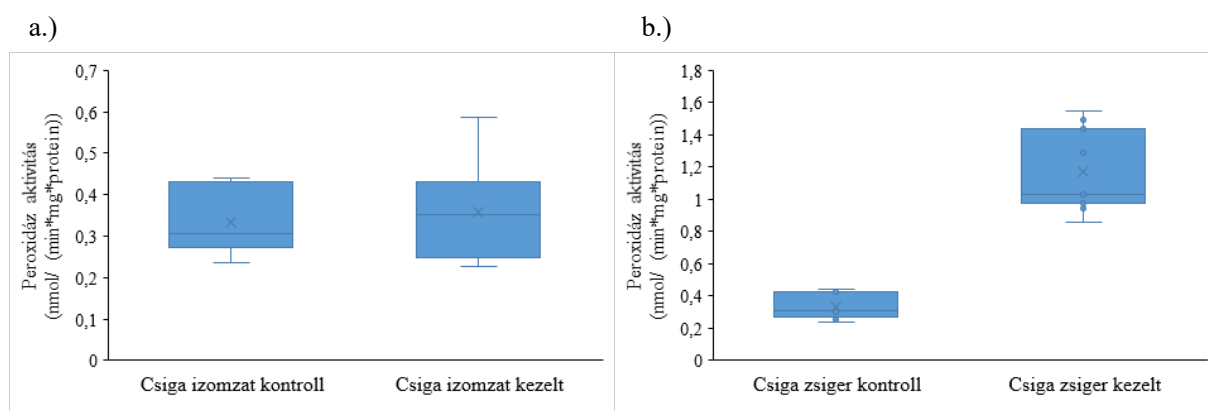
4. ábra Peroxidáz enzim aktivitás a saláta mintákban (nmol/(min*mg protein))

A korai vizsgálatok során már tapasztalták a levelek peroxidáz aktivitásának növekedését a levegőszennyezés által érintett élőhelyeken (Petit, 1984) és a nagy forgalom által érintett városi élőhelyeken (Manes és mtsai, 1987). A reaktív oxigénforma (ROS) fontos hatásairól számos tanulmány számolt be melynek szabályozó hatása van a növény életciklusára (Hubai és mtsai, 2021). A ROS-ok optimális körülmények között is képződnek, de stressz alatt a termelés üteme megnő (Miller és mtsai, 2010). Stressz esemény alatt a méregtelenítéshez kapcsolódó és ROS semlegesítését segítő védőfehérjék is felhalmozódhatnak, és mérsékelhetik sejtre gyakorolt káros hatásokat (Hubai és mtsai, 2021). A levegőben szálló szennyező anyagok oxidatív stresszt

válthatnak ki a reaktív oxigénfajták (ROS) túltermelésén keresztül, amelyekre a sejtek nagyon gyorsan reagálnak a „védőfehérjék” gyorsab ütemű termelésével (Qadir és mtsai, 2016).

A legújabb tanulmányok azt is alátámasztják, hogy a növények POD-szintje magasabb a szennyezett területeken, mint a kevésbé szennyezett helyeken (pl. Papa és mtsai, 2012). A vizsgálatom során a szakirodalomhoz hasonlóan emelkedő aktivitást detektáltam a kezelt növényekben a kontrollhoz képest

Csigák esetében a kezelt növényekkel etetett csigák esetében a kontrollhoz viszonyítva emelkedő peroxidáz enzim aktivitást határoztunk meg (5. ábra a. és b.). A különbség a kontroll és a kezelt csigák esetében az izomzat vizsgálatakor nem volt szignifikáns ($t = -0.71467$, $df = 8$, $p = 0.4951$). Azonban a zsiger minták vizsgálata során ($t = 7.5091$, $df = 8$, $p = 0.000069$) szignifikánsnak különbséget tapasztaltunk.



5. ábra Peroxidáz enzim aktivitás a.) csiga izomzat és b.) zsiger mintákban (nmol/(min*mg protein))

Az elmúlt években egyre elterjedtebbé válik a szárazföldi csigák egyre növekvő felhasználása a környezetszennyezésre érzékeny bioindikátoraként, melyet több olyan tanulmány előzött meg, mely ezen élőlény csoport alkalmazhatóságát vizsgálat (Ismert és mtsai, 2002). Hamers és munkatársai (2004) szárazföldi fekete meztelen csigák (*Arion ater*) alkalmazhatóságát vizsgálták policiklusos aromás szénhidrogének (PAH) környezeti expozíciójának biomonitorozására.

Ismert és munkatársai (2002) naftalin hatását vizsgálta pettyes éticsiga (*Helix aspersa* L.) megállapították, hogy a teszttállatok szervspecifikus választ mutattak ki és rávilágított az ilyen feltárás szükségességére, amikor az organizmusokat javasolják a szennyezésnek való kitettség

új indikátoraként. Ezek a megállapítások összhangban vannak a méréseim eredményeivel miszerint jelentős eltérés mutatkozik a csigák izomzatában és zsigereiben mért enzimaktivitás változásban a kezelés hatására.

Regoli és munkatársai (2006) kísérlete során azt az eredményt kapták, hogy az emésztőrendszerben szennyezőanyag koncentrációi általában 5-10-szer magasabbak, mint a lábban és a tüdőben meghatározott mennyiség. A magasabb mértékű szennyezőanyag felvétele az emésztőszövetekben nem meglepő és ebből arra következtethetünk, hogy a lenyelés lehet az ilyen szennyeződések fő expozíciós módja (Beeby és Richmond 2003).

A szakirodalomban megoszlanak az eredmények arról, hogy a stresszenzimek aktivitása emelkedik vagy csökken a PAH kezelések hatására. A biológiai antioxidáns arány egyensúlyhiánya oxidatív károsodáshoz vezet, ami nukleinsavak és fehérjék károsodását okozza (Khene és mtsai, 2017). Abdel-Hazem és munkatársai (2023) kimutatták, hogy például fémkezelések csökkentették a SOD, CAT és GPX aktivitását a pettyes éticsiga (*Helix aspersa* L.) emésztőmirigyében. Az alacsony enzimaktivitás kihathat az antioxidáns védelemre és annak gyengüléséhez vezet. Az antioxidáns enzimek kimerülése fokozza az oxidatív stresszt. Ezt a megállapítást számos szerző alátámasztotta Chandran és mtsai, (2005) a közönséges achátcsiga (*Achatina fulica* L.), Khene és mtsai (2017) a *Helix aspersa*ról, valamint Ali és munkatársai (2013, 2015, és 2018) a *Lymnaea luteola* Lamarek csigák esetében.

Míg Regoli és munkatársai (2006) cirádás éticsiga (*Cornu aspersum*) esetében vizsgálták a PAH-ok hatását egy nagy forgalmú területen, ahol az enzimaktivitás növekedést mutatott. Krishnakumar és munkatársai (1997) kimutatták, hogy az ehető kékkagylóban (*Mytilus edulis*), az enzimaktivitás jelentősen megnőtt, miután 30 napig PAH-szennyező anyagokkal kezelték. Capó és munkatársai (2015) az oxidatív károsodást vizsgálták a nagy sonkakagylóban (*Pinna nobilis*), ami olajszennyezést követően emelkedett CAT, SOD és GST aktivitást detektáltak. A vizsgálatom során hasonlóan az izomzat esetében enyhe, míg a zsiger esetén jelentős emelkedést tapasztaltam.

5. Összegzés

Számos tanulmány igazolta a vízi bentonikus állatok viszonylag jó bioakkumulációs képességét, mivel közvetlenül érintkezhetnek potenciálisan szennyezett üledékekkel (Liu és mtsai. 2023). Azonban a PAH-ok biomagnifikációjával kapcsolatos adatok meglehetősen ellentmondásosak. A szárazföldi puhatestűeket régóta használják bioakkumulációs vizsgálatokban (Baroudi és mtsai. 2020). Beszámoltak arról, hogy különböző *Arion* fajokkal biomonitorozzák a nehézfém-szennyezést (Crespo és mtsai. 2015, Kavčič et al. 2019, 2020). Ezek a fajok széles körben elterjedtek, könnyen gyűjthetők, és ellenállnak az abiotikus tényezőknek is. Vizsgálatunkban a saláta-csiga láncban a trofikus transzfert vizsgáltuk, kísérletileg kezelt saláta (*Lactuca sativa* L., Asteraceae család) növények felhasználásával. A szárazföldi fogyasztókat a spanyol meztelen csigák (*Arion vulgaris* L.) képviselték, mely Magyarországon egzotikus és invazív puhatestűfaj. A kertekben gyakran táplálkozik salátával és jól alkalmazkodtak az antropogén környezethez.

Az akkumulációs vizsgálat kimutatta, hogy összes minta tartalmazta az 16 USEPA prioritású PAH-ot. A naftalin mellett a dibenzo(a,h)antracén volt jelen a legmagasabb koncentrációban. a benzo(a)pirén, indeno(1,2,3-cd) pirén, dibenzo(a,h)anthracén, benzo(g,h,i)periilén, antracén és acenaftilén volt mérhető.

A biokémiai végpont vizsgálatok során azt tapasztaltam, hogy a PAH kezelés hatására a salátákban emelkedett a peroxidáz aktivitás és csökkent a klorofill és karotin mennyisége. Ez az eredmény összhangban van az irodalmi adatokkal. A csigák esetében a PAH-okkal kezelt salátával történő etetés hatására szintén emelkedett az enzim aktivitás, ami szintén a szakirodalomban megtalálható tendenciákkal áll összhangban.

A csigák esetében a zsigerben az acenaftilén, az acenaftén és a dibenzo(a,h) antracén mutatta a legerősebb magnifikációt, míg az izomzat esetében az acenaftén mutatott magasabb értéket.

Az eredményeink alapján látszik, hogy hogyan történik a PAH transzfer a trofikus szintek között, mely szennyező a következő trofitási szinten és el is tud érni olyan mennyiséget ami befolyásolhatja a vizsgált élőlény életműködéseit. Ez is bizonyítja, hogy fontos megismerni a PAH-ok trofikus szintek közötti átadási mechanizmusát.

6. Köszönetnyilvánítás

Hálával tartozom témavezetőmnek, Dr. Hubai Katalinnak, akinek támogatása és a segítségével kulcsfontosságú volt a dolgozat elkészülésében. Köszönettel tartozom ELGOSCAR Környezettechnológiai és Vízgazdálkodási Kft. munkatársainak az aeroszol kivonatok analitikai elemzéséért.

7. Felhasznált irodalom

- Ali, D.; Ali, H.; Alarifi, S.; Kumar, S.; Serajuddin, M.; Agha, P.; Mashih, A.P.; Ahmed, M.; Khan, M.; Adil, S.F.; Shaik, M.R.; Ansari, A.A. (2015): Impairment of DNA in a freshwater gastropod (*Lymnea luteola* L.) after exposure to titanium dioxide nanoparticles. *Arch Environ Contam Toxicol* 68:543–552. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0132-0>
- Ali, D.; Ali, H.; Alifiri S.; Alkahtani S.; Alkahtane, A.A.; Huasain, S.A.; (2018): Detection of oxidative stress and DNA damage in freshwater snail *Lymnea leuteola* exposed to profenofos. *Front Environ Sci Eng* 12(5):1. <https://doi.org/10.1007/s11783-018-1039-6>
- Ali, D.; Yadav, P.G.; Kumar, S.; Ali, H.; Alarifi, S.; Harrath, A.H. (2013): Sensitivity of freshwater pulmonate snail *Lymnaea luteola* L., to silver nanoparticles. *Chemosphere* 104:134–140. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.081>
- Armbruszt, S.; Füge, K. ; Gubicskóné Dr. kisbenedek ,A. ; Szabó, Z.; Szekeresné Dr. Szabó, Sz., Dr. Polyák, É.(2015)Élelmiszer minőségbiztosítás Medicina Könyvkiadó Zrt Budapest
- Baranowska, I., Barchanska, H., Pyrsz, A. (2005): Distribution of pesticides and heavy metal sin trophic chain. *Chemosphere*, 60: 1590 -1599.
- Baroudi, F., Al Alam, J., Fajloun, Z., Millet, M. (2020): Snail as sentinel organism for monitoring the environmental pollution; a review. *Ecological indicators*, 113, 106240
- Beeby, A.; Richmond, L. (2003) Do the soft tissues of *Helix aspersa* serve as a quantitative sentinel of predicted free lead concentrations in soil *Applied Soil Ecology* 22:159-165.
- Bhagat, J., Sarkar, A., Deepti, V., Singh, V., Raiker, L., & Ingole, B. S. (2017). An integrated approach to study the biomarker responses in marine gastropod *Nerita chamaeleon* environmentally exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Invertebrate Survival Journal* 14(1):18-31.
- Boshoff, M.; Jordaens, K.; Baguet, S.; Bervoets, L. (2015): Trace metal transfer in a soil–plant–snail microcosm field experiment and biomarker responses in snails. *Ecological Indicators*, 48, 636-648, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.037>

Chandran, R.; Sivakumar, A.; Mohandass, S.; Aruchami, M. (2005): Effect of cadmium and zinc on antioxidant enzyme activity in the gastropod, *Achatina fulica*. *Comp Biochem Physiol C* 140:422–426. <https://doi.org/10.1016/j.cca.2005.04.007>

Cohen, A. J.; Brauer, M.; Burnett, R.; Anderson, H. R.; Frostad, J.; Estep, K.; Balakrishnan, K.; Brunekreef, B.; Dandona, L.; Dandona, R.; Feigin, V.; Freedman, G.; Hubbell, B.; Jobling, A.; Kan, H.; Knibbs, L.; Liu, Y.; Martin, R.; Morawska, L.; Pope C. A.; Shin, H.; Straif, K.; Shaddick, G.; Thomas, M.; van Dingenen, R.; van Donkelaar, A.; Vos, T.; Murray, C. J. L.; Crespo, D., Bolón, M., Aboal, J. R., Fernández, J. A., Carballeira, A. (2015): On the use of Arion ater to biomonitor environmental pollution by Cd, Cu, Fe, Mn and Zn, with a special insight into the population variability. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 7622-7627.

Darvas B. (2005): Bioakkumuláció és biomagnifikáció. 294-303. old. In. Darvas B. és Székács A. (szerk.): *Mezőgazdasági ökotoxikológia*. l'Harmattan, Budapest.

Dede, L.; Diós, N.; Drégelyi-Kiss, Á.; Drégelyi-Kiss, G.; Eppich, B.; Farkas, E.; Farkas, P.; Flórián, N.; Gaál, M.; Garamvölgyi, Á.; Gergőcs, V.; Gimesi, L.; Homoródi, R.; Horváth, L.; Hufnagel, L.; Kiss, K. T.; Kocsis, M.; Ladányi, M.; Molnár, M.; Nosek, J.; Oertel, N.; Petrányi, G.; Sipkay, Cs.; Türei, D.; Vadadi-Fülöp, Cs.; Verasztó, Cs.; (2010): A klímaváltozás hatása ökológiai folyamatokra és közösségekre [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(02\)00130-0](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(02)00130-0)

Desalme, D.; Binet, P.; Bernard, N.; Gilbert, D.; Toussaint, M.L.; Chiapusio, G. (2011a) Atmospheric phenanthrene transfer and effects on two grassland species and their root symbionts: a microcosm study. *Environ. Exp. Bot.* 71, 146-151. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2010.11.009>

Desalme, D.; Binet, P.; Epron, D.; Bernard, N.; Gilbert, D.; Toussaint, M.L.; Plain, C.; Chiapusio, G. (2011b) Atmospheric phenanthrene pollution modulates carbon allocation in red clover (*Trifolium pratense* L.). *Environ. Pollut.* 159, 2759-2765. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.05.015>

Dr. Milinki É. (2013) *Ökotoxikológia és környezetvédelem*, Eszterházy Károly Főiskola
Ediagbonya, T. F.; Oluwafemi, A. P.; Ikuesan, F. A., Ogunjobi, J. A.; Odinaka, C. V. (2022): The accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in snails and soil in Igbekebo, Ondo State, Nigeria. *Regional Studies in Marine Science*, 56, 102625.

European Environment Agency (EEA) (2018): 23/2018. sz. Különjelentés: Légszennyezés: egészségünk védelme még mindig nem elégséges.
<https://www.eea.europa.eu/hu/publications?did=46723>

Forouzanfar, D. M. H. (2017): Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *Lancet* 389:1907–1918. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6)

Froehner, S., Maceno, M., Machado, K.S, (2011): Predicting bioaccumulation of PAHs in the trophic chain in the estuary region of paranagua, brazil. *Environ. Monit. Assess* 174, 135–145. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1444-1>

Fülöp, T.; Hanus I.; Molnár, K.; Örvös, M.; Patkó, I.; Pitrik József. (2011): Környezetmérnöki Tudástár. 11. kötet. Levegőtisztaság-védelem. Pannon Egyetem Környezetmérnök Intézet. ISBN:978-615-5044-36-6 <https://tudastar.mk.uni-pannon.hu/anyagok/11-Levegotisztasagvedelem.pdf>

Goddard M.A.; Dougill, A J.; Benton, T.G. (2009): Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.07.016>

Gould, K. S.; Markham K. R.; Smith H. S.; Goris J. J. (2000): Functional role of anthocyanins in the leaves of *Quintinia serrata* A. Cunn. *Journal of Experimental Botany*, 51(347), 1107–1115. <https://doi.org/10.1093/jexbot/51.347.1107>

Hamers T.; Erwin J.J Kalis.; Johannes H.J van den Berg.; Lou M Maas.; F.J van Schooten.; Albertinka J Murk. (2004): Applicability of the black slug *Arion ater* for monitoring exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and their subsequent bioactivation into DNA binding metabolites. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 552(1–2): 219-233. <https://doi.org/10.1016/j.mrfmmm.2004.06.024>

Hoda H. Abdel-Azeem, Gamalat Y. Osman ,Azza H. Mohamed. (2023): Potential toxic effects of titanium oxide (TiO₂) nanoparticles on the biological, biochemical, and histological aspects of the land snail *Helix aspersa*
https://nimbus.elte.hu/tanszek/docs/BSc/2015/MolnarAnnaEszter_2015.pdf

Hubai,K.; Kováts, N.; Sainnokhoi, T. A. (2022): Accumulation pattern of polycyclic aromatic hydrocarbons using *Plantago lanceolata* L. as passive biomonitor. Environmental Science and Pollution Research, 29, 7300–7311. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16141-1>

Imberty, A., Goldberg, R., Catesson, A.-M., 1984. Tetramethylbenzidine and pphenylenediamine-pyrocatechol for peroxidase histochemistry and biochemistry: two new, non-carcinogenic chromogens for investigating lignification process. PlantSci. Lett. 35 (2), 103–108. [https://doi.org/10.1016/0304-4211\(84\)90182-2](https://doi.org/10.1016/0304-4211(84)90182-2)

Inhal._I._2020-02-05_MK-KP.pdf

Ismert, M; Oster, T; Bagrel, D. (2002): Effects of atmospheric exposure to naphthalene on xenobiotic-metabolising enzymes in the snail *Helix aspersa*, Chemosphere, Volume 46, Issue 2, Pages 273-280, ISSN 0045-6535. 2004 Aug 18;55(1-2):219-33. <https://doi.org/10.1016/j.mrfmmm.2004.06.024>.

Kavčič, A., Mikuš, K., Debeljak, M., Teun van Elteren, J., Arčon, I. és mtsai (2019): Localization, ligand environment, bioavailability and toxicity of mercury in *Boletus* spp. and *Scutiger pescaprae* mushrooms. Ecotoxicol. Environ. Saf. 184, 109623. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2019.109623>.

Kavčič, A.; Budič, B.; Vogel-Mikuš, K. (2020): The effects of selenium biofortification on mercury bioavailability and toxicity in the lettuce-slug food chain, Food and Chemical Toxicology, 35, 110939. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2019.110939>.

Khene L, Berrebbah H, Yahyaoui A et al (2017): Biomarkers of oxidative stress, lipid peroxidation and ROS production induced by TiO₂ microparticles on snail *Helix aspersa*. Studia Universitatis “Vasile Goldiș”. Seria Științele Vieții 27(2):127–133.

Khene, L.; Berrebbah, H.; Yahyaoui, Bouraiou, C.; Houssem, K.; Zouainia, S.; Bouarroudj, T.; Yahyaoui, A. (2017): Biomarkers of oxidative stress, lipid peroxidation and ROS production induced by TiO₂ microparticles on snail *Helix aspersa*. Studia Universitatis “Vasile Goldiș”. Seria Științele Vieții 27(2):127–133.

Koolen, C. D.; Rothenberg, G. (2019): Air Pollution in Europe. Chemosuschem 10:164–172. <https://doi.org/10.1002/cssc.201802292>

- Kováts, N*, Katalin Hubai¹, Dorina Diósi¹, András Hoffer¹, Gábor Teke² Foliar Uptake and Accumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Diesel (2021) <https://doi.org/10.1080/10406638.2021.1977347>
- Kövesi-Lázár, K. (2022): Vulkánkitörés - levegőminőség – éghajlat. LÉGKÖR - OMSZ-MMT folyóirat, 67(3), 122–180. <https://doi.org/10.56474/legkor.2022.3.3>
- Kriska, Gy.; Löw, P. (2012): BIOLÓGIA ÉRETTSÉGIRE FELKÉSZÍTŐ III. Állati szervezetek Nemzedékek Tudása Tankönyvkiadó
- Liu, B., Gao, L., Ding, L., Lv, L., Yu, Y. (2023): Trophodynamics and bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in marine food web from Laizhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 194, 115307.
- Mészáros, E. (1997): Levegőkémia. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém. 167p. <https://www.antikvarium.hu/konyv/meszaros-erno-levegokemia-613935-0>
- Mikuš, K. (2019): Localization, ligand environment, bioavailability and toxicity of mercury in *Boletus* spp. and *Scutiger pes-caprae* mushrooms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 184, 109623, <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2019.109623>
- Milinki, É. (2013): Ökotoxikológia és környezetvédelem. Eszterházi Károly Főiskola. http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2011-0038_03_milinki_hu/adatok.html
- Miller, M.E., Motti, C.A., Hamann, M., Kroon, F.J. (2023): Assessment of microplastic bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification in a simple coral reef food web. *Science of The Total Environment*, 858, 159615
- Miller, G.; Suzuki, N.; Ciftci-Yilmaz, S.; Mittler, R. (2010): Reactive oxygen species homeostasis and signalling during drought and salinity stresses. *Plant Cell Environ* 33(4):453–467. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.02041.>
- Molnár, A.E. (2015): Városi légszennyezettségi adatok statisztikai elemzése. Szakdolgozat Eötvös Loránd Tudományegyetem. Földrajz- és Földtudományi Intézet. Meteorológiai Tanszék
- Ning, Q.; Wei, H.; Wenxiu, L.; Xiangzhen, K.; Fuli, X.; Giesy, J.P. (2020): Tissue distribution, bioaccumulation, and carcinogenic risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms from Lake Chaohu, China Ning <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141577>

Nyiri, Z. (2018): Komplex mátrixok policiklusos aromás szénhidrogén tartalmának vizsgálatára alkalmas analitikai módszerek fejlesztése. Doktori értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem. Kémia Doktori Iskola

Ocskay, R. (2009): A légköri aeroszol környezeti hatásai

Oguntimehin, I., Sakugawa, H. (2008): Fluoranthene fumigation and exogenous scavenging of reactive oxygen intermediates (ROI) in evergreen Japanese red pine seedlings (*Pinus densiflora* Sieb. et. Zucc.) Chemosphere 72, 747–754. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.022>

Ohiozebau, E., Tendler, B., Codling, G., Kelly, E., Giesy, J.P., Jones, P.D., (2017): Potential health risks posed by polycyclic aromatic hydrocarbons in muscle tissues of fishes from the Athabasca and Slave Rivers, Canada. Environ. Geochem. Health 39, 139–160

P.K, Krishnakumar.; E, Casillas.; U, Varanasi. (1997): Cytochemical responses in the digestive tissue of *Mytilus edulis* complex exposed to microencapsulated PAHs or PCBs Biochem. Physiol., 118C (1) (1997), pp. 11-18

Pacini, N., Abate, V., Brambilla, G., De Felip, E., De Filippis, S.P., De Luca, S., és mtsai. (2013): Polychlorinated dibenzodioxins, dibenzofurans, and biphenyls in fresh water fish from Campania Region, southern Italy. Chemosphere 90, 80–88.

Pascal, M.; Corso, M.; Chanel, O.; Declercq, C.; Badaloni, C.; Cesaroni, G.; Henschel, S.; Meister, K.; Haluza, D.; Martin-Olmedo, P.; Medina S.; Aphekom group (2013): Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: results of the Aphekom project. Science of the Total Environment 449:390–400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.077>

Peterson G.L. (1983): Determination of total protein. Methods Enzymol 91:86–105. [https://doi.org/10.1016/S0076-6879\(83\)91014-5](https://doi.org/10.1016/S0076-6879(83)91014-5)

Qadir, S.U.; Raja, V.; Siddiqui, W.A. (2016): Morphological and biochemical changes in *Azadirachta indica* from coal combustion fly ash dumping site from a thermal power plant in Delhi, India. Eco-tox Environ Safe 129:320–328. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.03.026>

R, D'Adamo.; S, Pelosi.; P, Trotta.; G, Sansone. (1997): Bioaccumulation and biomagnification of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms *Marine Chemistry* Volume 56, Issues 1–2, February 1997, Pages 45-49

Rasanpreet, K.; Saurabh, Gupta.; Vishal, T.; Arjun, C.; Deepak P.; Prem S.; Vivek, K.(2023): Microbiome based approaches for the degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): A current perception <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139951>

Regoli, F., Gorbi, S., Fattorini, D., Tedesco, S., Notti, A., Machella, N.; Piva, F. (2006): Use of the land snail *Helix aspersa* as sentinel organism for monitoring ecotoxicologic effects of urban pollution: an integrated approach. *Environmental health perspectives*, 114(1), 63-69. <https://doi.org/10.1289/ehp.8397>

Reizer, E. (2021): Policiklusos aromás szénhidrogének növekedési mechanizmusának vizsgálata a benzo(a)pirén példáján keresztül

Roslund, M.; I., Grönroos, M.; Rantalainen A.;L; Jumpponen, A.; Romantschuk, M.; Parajuli, A.; Hyöty, H.; Latinen, O.; Sinkkonen, Aki.; (2018): Half-lives of PAHs and temporal microbiota changes in commonly used urban landscaping materials. <https://doi.org/doi:10.7717/peerj.4508>

Salma, I. Magyar Tudomány, (2006): 2006/2 205.o. kémiai tudomány kandidátusa, Eötvös Loránd Tudományegyetem Kémiai Intézet. A légköri aeroszol szerepe az éghajlatváltozásban. <https://epa.oszk.hu/00600/00691/00026/13.html>

Salma, I.; Barkács K.; Bartholy J.; Kiss K. T.; Pongrácz, R.; Reskóné Nagy, M., Sohár, P.; Tóth, B. (2012): ELTE TTK, Környezetkémia. <https://salma.web.elte.hu/teaching/Kornyezetkemia.pdf>

Sicard, P.; Agathokleous, E.; De Marco, A.; Paoletti, E.; Calatayud, V. (2021): Urban population exposure to air pollution in Europe over the last decades. *Environmental Sciences Europe*, 33, 28 <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00450-2>

Simon G., (2004): Légszennyezés– Levegő Füzetek– Levegő Munkacsoport 3–30. https://www.levego.hu/site/assets/files/2046/legszenyezés_0.pdf

Teke, G. ; Hubai, K. ; Diósi, D. ; Kováts, N. (2020): Assessment of Foliar Uptake and Accumulation of Airborne Polyaromatic Hydrocarbons Under Laboratory Conditions_4 pp. 104, 444-448 <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02814-z>

Tian, J., Lu, Z., Sanganyado, E., Wang, Z., Du, J., Gao, X., Wu, J. (2023): Trophic transfer of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine mammals based on isotopic determination. *Science of The Total Environment*, 875, 162531.

Tomar, R.S.; Jajoo, A. (2014): Fluoranthene, a polycyclic aromatic hydrocarbon, inhibits light as well as dark reactions of photosynthesis in wheat (*Triticum aestivum*). *Ecotox. Environ. Safe.* 109, 110–115. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.08.009>

X, Capó.; S, Tejada.; A, Box.; S, Deudero.; A, Sureda. (2015): Oxidative status assessment of the endemic bivalve *Pinna nobilis* affected by the oil spill from the sinking of the Don Pedro Mar. *Environ. Res.*, 110 pp. 19-24