



**Pannon Egyetem Georgikon Kar**  
**Festetics Doktori Iskola**

**Iskolavezető:**

**Dr. habil. Anda Angéla**  
egyetemi tanár, az MTA doktora

**Témavezető:**

**Dr. Budai Péter**  
egyetemi docens, PhD

**Társ-témavezető:**

**Dr. habil. dr. Lehel József**  
egyetemi docens, CSc

**Környezetszennyező nehézfémek vizsgálata**  
**vadmadarakban**

DOI:10.18136/PE.2019.722

**Doktori (PhD) értekezés**

**Készítette:**

**Grúz Adrienn**

**Keszthely**

**2019**

## Környezetszennyező nehézfémek vizsgálata vadmadarakban

Az értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében készült a Pannon Egyetem  
Festetics Doktori Iskolája keretében

Környezettudományok tudományágban

Írta: Grúz Adrienn

Témavezető: Dr. Budai Péter

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....  
(témavezető)

Társ-témavezető Dr. Lehel József

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....  
(témavezető)

A jelölt a doktori szigorlaton ..... %-ot ért el,  
Veszprém/Keszthely,

.....  
(a Szigorlati Bizottság elnöke)

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: ..... igen /nem

.....  
(bíráló)

Bíráló neve: ..... igen /nem

.....  
(bíráló)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján.....%-ot ért el.

Veszprém/Keszthely,

.....  
(a Bíráló Bizottság elnöke)

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....  
Veszprém/Keszthely,

.....  
(az EDHT elnöke)

# TARTALOMJEGYZÉK

1. KIVONATOK.....	6
1.1. Magyar nyelvű kivonat.....	6
1.2. Angol nyelvű kivonat.....	7
1.3. Német nyelvű kivonat .....	7
2. BEVEZETÉS .....	9
3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS .....	12
3.1. A madártollak szerepe a környezeti fémszennyezések kimutatásában.....	12
3.2. Nehézfémek .....	15
3.2.1. Ólom (Pb).....	15
3.2.2. Higany (Hg) .....	18
3.2.3. Kadmium (Cd).....	21
3.2.4. Arzén (As).....	24
3.2.5. Réz (Cu).....	27
3.2.6. Cink (Zn).....	30
3.2.7. Króm (Cr).....	32
3.3. A vizsgált fajok életmódja és táplálkozása .....	34
3.3.1. Varjúfélék családja (Corvidae).....	34
3.3.2. Vágómadárfélék családja (Accipitridae).....	37
3.3.3. Gólyafélék családja (Ciconidae).....	39
3.3.4. Bagolyfélék családja (Strigidae).....	40
3.3.5. Gyöngybagolyfélék családja (Tytonidae) .....	43
3.3.6. Sólyomfélék családja (Falconidae).....	44
3.3.7. Galambfélék családja (Columbidae).....	45
3.3.8. Fecskefélék családja (Hirundinidae).....	47
3.3.9. Sarlósfecskefélék családja (Apodidae) .....	49
4. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	51
4.1. Anyag .....	51
4.1.1. Madártollak gyűjtése és tárolása .....	51
4.1.2. A vizsgálati terület.....	53
4.2. Analitikai módszer .....	55
4.2.1. Vizsgálati minták, laboratóriumi feldolgozás .....	55
4.2.2. A mintafeldolgozás során felhasznált vegyszerek és standardok .....	55

4.2.3. Minta-előkészítés.....	55
4.2.4. Analitikai meghatározás.....	56
4.3. Statisztikai elemzés.....	58
4.3.1. Fémkoncentrációk átlagainak csoportok közötti eltérése .....	58
4.3.2. Korcsoportok és ivarok összehasonlítása.....	58
4.3.3. Táplálkozási csoportok közötti összehasonlítás .....	59
4.3.4. A vizsgált fémek koncentrációja közötti korreláció megállapítása .....	59
5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK.....	60
5.1. Alapadatok.....	60
5.2. A fémek megoszlása az egyes csoportokban.....	63
5.3. Kor szerinti összehasonlítás.....	68
5.4. Ivar szerinti összehasonlítás .....	71
5.5. Táplálkozás szerinti összehasonlítás .....	73
5.6. Fémek koncentrációja közötti korreláció .....	78
6. MEGBESZÉLÉS ÉS KÖVETKEZTETÉSEK .....	87
6.1. Ólom.....	88
6.2. Hígany .....	90
6.3. Kadmium.....	92
6.4. Arzén.....	93
6.5. Réz .....	94
6.6. Cink.....	95
6.7. Króm .....	96
6.8. Kor szerinti összehasonlítás.....	97
6.9. Ivar szerinti összehasonlítás .....	98
6.10. Táplálkozás szerinti összehasonlítás .....	99
6.11. Fémek koncentrációja közötti korreláció .....	101
6.12. Következtetések, javaslatok.....	102
7. ÖSSZEFOGLALÁS .....	104
8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	106
9. IRODALOMJEGYZÉK .....	107
Internetes hivatkozások.....	130
10. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK.....	133
10.1. Magyar nyelvű tézispontok .....	133
10.2. Angol nyelvű tézispontok.....	134
11. MELLÉKLETEK.....	135

# 1. KIVONATOK

## 1.1. Magyar nyelvű kivonat

Kutatásunk célja, hogy vadmadarak tollainak felhasználásával átfogó képet alakítsunk ki az ország különböző régióinak (Észak- és Dél-Alföldi régió, Észak-és Közép-Magyarországi régió) fém-szennyezettségéről és így az állatok fémtartalmáról, valamint azok lehetséges mérgezettségi szintjéről. Különböző nehézfémek koncentrációit (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) vizsgáltuk 16 madárfaj bevonásával. A mintákat a Hortobágyi Madárparkból gyűjtöttük 2013 november és 2016 augusztus között. A madárfajokat a statisztikai kiértékelésekhez táplálkozásuk és méretük alapján 9 csoportba soroltuk: Varjú, Ölyv, Karvaly, Gólya, Bagoly, Kuvik, Vércse, Galamb és Fecske. A tollakat induktív kapcsolású plazma optikai emissziós spektroszkópiával (ICP-OES) elemeztük. Vizsgálatunk során meghatároztuk a fent említett nehézfémek koncentrációját, lehetséges kapcsolatot kerestünk a kapott eredmények és a madárcsoportok életkora, ivara és táplálkozása között, valamint korrelációt a fémek koncentrációja között.

A legmagasabb As koncentrációt a Kuvik csoportban ( $0,53 \pm 0,17$  mg/kg), a legmagasabb Cd koncentrációt a Gólya csoport tollaiban ( $0,4 \pm 0,26$  mg/kg), a legmagasabb Cr, Cu és Hg koncentrációt a Karvalyokban ( $1,29 \pm 0,69$  mg/kg;  $55,85 \pm 16,67$  mg/kg;  $2,40 \pm 1,23$  mg/kg) detektáltuk, míg a legmagasabb Pb koncentrációt a Fecske csoportban  $3,22 \pm 1,85$  mg/kg, és a legmagasabb Zn koncentrációt a Bagoly csoportban  $160,20 \pm 51,53$  mg/kg. Az ivar esetében nem, viszont az életkorok esetében a Varjú csoportban mért cinknél kaptunk szignifikáns eltérést a fiatal és a felnőtt egyedek között ( $p=0,03$ ). A felnőtt egyedek tollaiban ( $141,17 \pm 40,37$  mg/kg) magasabb koncentrációt mértünk, mint a fiatalokéban ( $101,69 \pm 28,44$  mg/kg).

Háromféle táplálkozási csoportot különböztettünk meg: Ragadozók: Bagoly, Kuvik, Ölyv, Karvaly, Vércse csoport, Mindenevők: Varjú, Galamb, Gólya csoport, és Rovarevők: Fecske csoport. Öt fém esetében (kadmium, réz, higany, ólom és cink) kaptunk a csoportok között szignifikáns eltérést. A Ragadozók és Rovarevők között a Cd ( $p=0,008$ ), a Cu ( $p=0,001$ ) és az Pb ( $p=0,006$ ) esetében. Hasonlóan statisztikai különbség volt megfigyelhető a Rovarevők és a Mindenevők között a Cd ( $p<0,001$ ), a Hg ( $p=0,002$ ) és az Pb ( $p=0,002$ ) esetében, illetve a Ragadozók és Mindenevők között a Cd ( $p<0,001$ ), a Cu ( $p=0,01$ ), a Hg ( $p<0,001$ ) és a Zn ( $p<0,001$ ) esetében.

A fémek koncentrációja közötti korrelációra vonatkozó adatok alapján 1-1 csoportnál fordult elő negatív korreláció, a Galamb csoportnál a Cd és a Cr között, a Fecske csoportnál a Cd és a Cu, valamint az Pb és a Hg között, a Varjú csoportnál az Pb és Zn között, míg a Karvaly csoportnál a Cd és a Hg között. A többi szignifikáns esetben gyenge vagy erősen pozitív volt a korreláció típusa. A leggyakoribb pozitív korreláció a Cd és az Pb (Fecske, Ölyv, Bagoly), a Cd és a Zn (Fecske, Bagoly, Ölyv), a Cu és a Zn (Vércse, Ölyv, Bagoly csoport), valamint a Pb és a Zn (Ölyv, Vércse, Fecske, Bagoly csoport) között volt kimutatható.

Eredményeink alapján ezek a nehézfémek a vizsgált területet nem szennyeznek olyan szinten, amely kedvezőtlen hatást vagy mérgezést okozhat a madarakban.

## **1.2. Angol nyelvű kivonat**

The aim of the research was to create a comprehensive picture of metal pollution in different regions of Hungary by using the feathers of wild birds. Concentrations of various heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) were measured with the involvement of 16 bird species. The feathers were analyzed by inductively coupled plasma optical emission spectroscopy (ICP-OES). In the study a possible connection between the age, sex and nutrition of the bird groups, and a correlation between the metals were determined. In the case of sex, no significant difference was found, however, there was a significant difference between the young and the adult ( $p=0.03$ ) Crows in the case of zinc. Comparing the groups by their diet (predatory, omnivorous, insectivorous) there was a significant difference between the groups in the case of 5 metals (cadmium, copper, mercury, lead and zinc). Based on the results, these heavy metals do not pollute the tested area at a level that can cause adverse effects or poisoning in birds.

## **1.3. Német nyelvű kivonat**

Ziel der Untersuchung war es, anhand der Federn von Wildvögeln ein umfassendes Bild der Metallverschmutzung in verschiedenen Regionen Ungarns zu erstellen. Die Konzentrationen verschiedener Schwermetalle (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) wurden unter Beteiligung von 16 Vogelarten gemessen. Die Federn wurden durch optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) analysiert. In der Studie wurde ein möglicher Zusammenhang zwischen Alter, Geschlecht und Ernährung der Vogelgruppen sowie eine Korrelation zwischen

den Metallen ermittelt. Beim Geschlecht wurde kein signifikanter Unterschied festgestellt, beim Zink gab es jedoch einen signifikanten Unterschied zwischen den jungen und den erwachsenen ( $p = 0.03$ ) Krähen. Beim Vergleich der Gruppen nach ihrer Ernährung (Raubvögel, Allesfresser, Insektenfresser) ergab sich ein signifikanter Unterschied zwischen den Gruppen bei 5 Metallen (Cadmium, Kupfer, Quecksilber, Blei und Zink). Basierend auf den Ergebnissen verschmutzen diese Schwermetalle das getestete Gebiet nicht in einem Ausmaß, das schädliche Wirkungen oder Vergiftungen bei Vögeln hervorrufen kann.



## 2. BEVEZETÉS

Az utóbbi évtizedekben a nehézfémek komoly aggodalomra adtak okot az emberi, az állati egészség, valamint a környezetvédelem szempontjából. A világ folyamatosan növekvő népességének egyre nagyobb a vegyi anyag igénye, mind az ipar, mind a mezőgazdaság szempontjából. Egyre több élelmiszerre, iparcikkre van szükség, amelyek előállítására és szállítására a környezetben természetes módon is előforduló nehézfémek mennyiségének növekedését eredményezi. A növényvédő szerek, festékek, gyógyszerek, hiába szükségesek meghatározott dózisban, a szükségesnél nagyobb mennyiségben potenciális mérgek lehetnek, és káros hatásuk sokféleképpen érvényesülhetnek. Ezek között vannak esszenciális fémek is, de nagyobb mennyiségben a környezetbe, majd az élő szervezetekbe kerülve ugyanúgy mérgezést okozhatnak, mint a szervezet számára nem szükséges fémvegyületek. Szennyeződnek a környezeti elemek (talaj, víz, levegő), illetve mérgeződhetnek az ott élő szervezetek, valamint a táplálékláncban/élelmiszerláncban feldúsulva végső fogyasztóként az ember is.

A nehézfémek felhalmozódásával összefüggő egészségügyi problémák, részben a talaj szennyeződésének, részben az ilyen módon a növények által felvett szennyeződésnek tudhatók be, melyek elsődleges táplálékforrásként szerepelnek a táplálékláncban, így akár az emberek, akár az állatok is közvetlenül fogyasztják. Az alacsonyabb pH-jú talajokon élő növények fémfelvétele növekszik, mivel a fémek jobban oldódnak és könnyebben mobilizálódnak a savas környezetben. Az utóbbi időben előrelépés történt az ipari forrásokból származó szennyezés csökkentése érdekében, mint például a fosszilis tüzelőanyagok használatának szigorúbb szabályozása és a környezetbe történő kibocsátás csökkentésére szolgáló jobb szűrő- és ellenőrző rendszerek kialakítása, amely a városi/ipari területeken az ólomkoncentráció növekedésének fő forrása volt. A humán nehézfém-mérgezések leggyakrabban az ólom, a higany, az arzén és a kadmium felhalmozódásához kapcsolhatók. A nehézfém-mérgezések az ipari expozíció, a víz- vagy a légköri szennyezés, az élelmiszerforrások, a gyógyszerek, a nem megfelelően bevont élelmiszer-tartályok vagy az ólom alapú festékek lenyelése miatt fordulhat elő. A nehézfém-mérgezés legnagyobb ilyen eseménye Japánban a Minamata-öbölben történt a 1956-ban, amikor egy vegyiüzemből a metil-higanyt tartalmazó ipari szennyvizet az öbölbe engedték. Azóta ez a katasztrófa összesen több mint 1700 ember halálát eredményezte, valamint nagyjából 2300 embernél diagnosztizálták a Minamata-betegséget. 2013-ban 140 ország írt alá egy szerződést

azzal a céllal, hogy ellenőrizze az emberi eredetű antropogén szennyezést, amelyet Minamata néven neveztek el.

A 76/464/EEC számú Európai Uniósi irányelv alapján azok az anyagok minősülnek veszélyes vegyi anyagnak, amelyek toxikusak, perzisztensek és/vagy bioakkumulációra hajlamosak. Sok nehézfém képes kumulálódni a környezetben és az élő szervezetekben, mely már nagyon kis koncentrációban is toxikus. Ugyanakkor vannak közöttük esszenciálisak (réz, cink, mangán) is, amelyek felvétele és leadása homeosztatisz szabályozás alatt áll, azonban annak zavarásával ezek is mérgezést okozhatnak.

A nehézfém-felhalmozódását az emberi vagy állati fogyasztásra szánt táplálékban könnyű kimutatni és ellenőrizni, ezzel szemben a vadon élő állatok táplálkozását szinte lehetetlen szabályozni. Kimutatták, hogy a nehézfémek a vesében, a májban, a vérben, a tollban, a tojásban és a csontokban halmozódnak fel. A vadon élő madarak szöveteiben történő nehézfém-felhalmozódás következtében ezek az egyedek bioindikátorként alkalmazhatók a környezetben előforduló nehézfémek monitorozásához. A fémek különböző fizikai, kémiai tulajdonságaik és az élő szervezetek eltérő genetikai jellemzői révén a szervezetben való kumulációjuk is eltérő. Korábbi vizsgálatok során már használtak madártollakat nehézfém-szennyezések kimutatására, és megfelelő bioindikátornak bizonyultak. A tollak vizsgálatakor, a ragadozó madarak tollai különösen hasznos eredményekkel szolgáltak, mivel magasabb trofikus szinteken helyezkednek el az ökoszisztémán belül, és azokat a vegyületeket is tanulmányozhatjuk általuk, amelyek biomagnifikálódnak, mint például a metil-higany. A madártollak használata a környezetben található fémszennyezés kimutatására világszerte alkalmazott módszer. Állatvédelmi szempontból (3R) is jelentős nem invazív eljárás a célból, hogy a madaraktól állati szövetmintát nyerjenek. Korábban a legtöbb fémkoncentráció kimutatására szolgáló kutatás a belső szervekre, például a májra vagy a vesére koncentrált, mivel ezek a szervek/szövetek sokkal nagyobb mennyiségben koncentrálhatják a fémeket. Viszont ezen mintavételek során a madarakat sokkal nagyobb stressz, károsodás éri.

A vizsgálatunkban szereplő madárfaj-csoportok különböző trofikus szinten helyezkednek el, a magevőktől a ragadozóig. Ezáltal a csoportosítás lehetővé teszi, hogy megítéljük a tápláléklánc különböző szintjeinek nehézfém-terheltségét. Továbbá különböző élőhelyekről származnak a madarak, a főleg urbánus életmódot folytató galamboktól, egészen az erdőben, mezőgazdasági területeken élő ragadozóig.

Vizsgálataink célja az volt, hogy megmérjük és értékeljük az ország különböző régióiban (Észak- és Dél-Alföldi régió, Észak-és Közép-Magyarországi régió) élő több különböző családba tartozó madárfaj tollában mérhető arzén, kadmium, króm, ólom, higany, réz és cink koncentrációját, amelyek különböző antropogén hatások miatt nagyobb mennyiségben, koncentráltabban kerülhetnek a természetbe, egy-egy területre, ahol kumulálódva az ott lévő környezeti elemekben, szennyezést okozva károsíthatják az élővilágot. Ennek elérése érdekében mintát vettünk a tollakból, és nehézfém-tartalmukat induktívan csatolt plazma optikai emissziós spektrometriával detektáltuk. Az eredmények értékelésére statisztikai analízist alkalmaztunk, és néhány kulcsfontosságú kérdésre kerestük a választ, miszerint (1) a vizsgált terület nehézfém-szennyezettségének mértéke szerepet játszhat-e mérgezések kialakulásában, (2) van-e különbség a korcsoportok, (3) az ivarok, valamint (4) a táplálkozás között, és hogy (5) milyen kapcsolat áll fenn a vizsgált nehézfémek koncentrációja között.

Ezáltal pontosabb képet kaphatunk a területen jelen lévő nehézfémek lehetséges koncentrációjáról és terheléséről, amely az élő szervezetekben felhalmozódhat. A kapott eredmények a későbbiekben felhasználhatóak monitoring programok tervezésénél, valamint segítséget nyújtanak az állati szövetmintákkal végzett vizsgálatok összehasonlításakor, amelyek a környezeti elemek nehézfém-szennyezettségének felmérésére irányulnak.

## 3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 3.1. A madártollak szerepe a környezeti fémszennyezések kimutatásában

Az elmúlt évtizedekben a biodiverzitás jelentősége és az antropogén hatások negatív aspektusai egyre nagyobb figyelmet kaptak (Meine, 2010). Ezen antropogén tevékenységek következményének tekinthető például a légkör szennyezése is, amihez hozzájárulnak a légkörbe jutó növényvédő szerek, szénhidrogének, nehézfémek és egyéb kémiai anyagok (Azimi et al., 2003). Habár az elmúlt évtizedekben csökkentették a nehézfémek kibocsátását Európában, még mindig az egyik fő környezetszennyezőnek tekinthetők sokféle forrásuk és perzisztenciájuk következtében (Azimi et al., 2005; Hill, 2010; Falq et al., 2011).

A légkörből történő ülepedés következtében a nehézfémek bekerülnek a talajba, a vizekbe, és ezáltal a növényekbe is (Adams et al., 2004). Így, biokumulációs tulajdonságuk következtében a táplálékláncon keresztül potenciális veszélyt jelenthetnek a végső fogyasztók, így akár az emberek és állatok számára is (Sheppard et al., 2009; Bilandžić et al., 2010).

Az ipari és mezőgazdasági termelés során (növényvédő szerek, pl. réztartalmú készítmények, csávázószerke, műtrágyák, acélglyártás, bányászat, szennyvíziszap, gyógyszerek és festékek adalékai stb.) már több száz éve nagy mennyiségű nehézfémet használnak fel. Azonban ezek káros hatásait csak hosszú idő után ismerték fel, miközben e tevékenységek miatt egyre nagyobb koncentrációban halmozódtak fel a környezetben (Eeva & Lehikoinen, 2000). Manapság egyre jobban előtérbe kerülnek a szennyezés megállításának, csökkentésének környezetvédelmi szempontjai. Sok nehézfém perzisztens és felhalmozódik az élő szervezetekben. Bizonyos esetekben különböző biokémiai folyamatok során toxikusabb formává alakul át, mint például a higany és az arzén esetében, ahol a kevésbé toxikus szerves forma toxikusabb szerves formává alakul, melynek következtében, biomagnifikációs tulajdonságaik miatt, a táplálékláncon veszélyeztetik a szervezetek egészségét (Hoffman & Curnow, 1979; Papp & Kümmel, 1992; De Luca-Abbott et al., 2001; Láng, 2002).

A nehézfémek kimutathatóak a tápláléklánc különböző szintjein elhelyezkedő élőlényekből, mint például a gyűrűs férgéből (Scheifler et al., 2006), a madarakból (Burger & Gochfeld, 2000a; Janssens et al., 2002; Hollamby et al., 2004; Nam & Lee, 2006a, 2006b; Scheifler et al., 2006;

Hernandez & Margalida, 2009; Brait & Antoniosi Filho, 2011), halakból (Hollamby et al., 2004), a kétélűtűkből (Kerby et al., 2010) és az emlősökből (Fritsch et al., 2010), beleértve az embert is (Ha et al., 2009; Falq et al., 2011).

Továbbá az adott élőszervezet különböző szerveiben és szöveteiben képesek kumulálódni (Mateo & Guitart, 2003; Deng et al., 2007): a vérben, a májban, a vesékben, a szaruképletekben (köröm, toll) (Thompson & Furness, 1989; Fasola et al., 1998; Jayakumar & Muralidharan, 2011; Lehel et al., 2013), a csontokban, a hajban/szőrzetben, és a tojásokban (Goutner et al., 2001; Cifuentes et al., 2003; Goodale et al., 2008; Heinz et al., 2009), valamint ezáltal sok élettani folyamatot befolyásolhatnak (Godt et al., 2006). A nehézfémek kiválasztása általában vizelettel, bélsárral vagy a tollakkal, a vedlés következtében történhet (Burger & Gochfeld, 2001; Henny et al., 2002; Boncompagni et al., 2003; Muralidharan et al., 2004)

Madarak tollait már az 1960-as évek óta használják a környezet és a tápláléklánc elemeiben mérhető nehézfém-szennyezettség megítélésére, mivel a madarak kifejezetten érzékenyek a nehézfém-koncentráció emelkedésére (Denneman & Douben, 1993). Számos tanulmány készült, mind a nehézfémek felhalmozódásáról a madarak szövetében és tollában (Lee et al., 1989; Burger & Gochfeld, 1993; Janssens et al., 2002; Horai et al., 2007; Naccari et al., 2009), mind pedig az adott fajra és/vagy tollra, mint nehézfémek környezetszennyezésének bioindikátoraira összpontosítva (Burger, 1993; Battaglia et al., 2005; Naccari et al., 2009; Giammarino et al., 2014).

A tollak analízisének fontossága abban rejlik, hogy megbízható, nem-invazív módszer, mivel könnyebb élő madaraktól tollakat begyűjteni, mint a vérvétel vagy az egyes szervek vizsgálata, különösen ritka vagy veszélyeztetett fajok esetében. További előnye, hogy könnyen tárolható, nem kell hűteni, kis helyen is elfér, és a tollakban mérhető fémtartalom és a belső szervekben mérhető fémtartalom között pozitív korreláció van (Movalli, 2000; Janaydeh et al., 2016). Burger és Gochfeld (2004) megállapították, hogy a nehézfémek helyi eloszlásáról értékes információk gyűjthetők különböző költöző vagy nem költöző ragadozó madarak tollának vizsgálatával. Ugyanakkor múzeumi példányok tollának vizsgálatával akár visszamenőlegesen is lehetséges információt kapni az adott egyed életének idejében fennállt nehézfém-koncentrációkról (Solonen & Lodenius, 1990).

A tollak vizsgálatához általában a vadon élő madarakat részesítik előnyben, mert nagy egyedszámmal vannak jelen, széles körben elterjedtek, hosszú életűek, érzékenyek a légköri

szennyeződésre, a tápláléklánc különböző szintjein helyezkednek el, és alkalmasak a testszövetekben és szervekben a nehézfémek biokumulációjának ellenőrzésére (Klimkiewicz & Futcher, 1989; Eens et al., 1999; Alleva et al., 2006). Különböző madarak, mint a réce fajok (*Anas* spp.), a kormorán fajok (*Phalacrocorax* spp.), a sirály fajok (*Larus* spp.), a fehér gólya (*Ciconia ciconia*), a vadon élő galamb (*Columba livia domestica*), az uhu (*Bubo bubo*) és az egerészölyv (*Buteo buteo*) tollait, gyakran használják bioindikátorokként a környezetben mérhető nehézfém-koncentráció kimutatására (Bearhop et al., 2000; Ortego et al., 2006; Braune, 2007; Naccari et al., 2009; Guitart et al., 2010).

A nehézfémek toxikus vagy szubtoxikus dózisa több úton kerülhet az élőlények, így a madarak szervezetébe. Számos európai országban megállapítást nyert, hogy a vadon élő madarak (többnyire vízimadarak és ragadozó madarak) nagyobb eséllyel lesznek mérgezés áldozatai, mint a vadon élő emlősök (Guitart et al., 2010). Mérgezési forrásként számolni lehet a különböző antropogén tevékenységek miatt szennyeződött vízzel és növényekkel vagy egyéb táplálékkal, illetve akár talajszerű anyagokkal, amelyeket az alapvető tápanyagok fedezésére vesznek fel (Malik & Zeb, 2009). A madarak testében megtalálható és kumulálódó fém mennyiségét több paraméter is befolyásolja. Ezek köze tartozik az étrend (pl. az ólom megkötésében), az oldhatóság és felszívódás növelésében szerepet játszanak a táplálékban található Na-citrát, aminosavak, D-vitamin, fehérje, laktóz, továbbá a teljes táplálékmenyiségben lévő zsír aránya. A felvett Ca, Fe, Zn és E-vitamin is módosíthatja a méregerősséget és az érzékenységet (Demichele, 1984; Pattee et al., 2006). Fontos továbbá, hogy a madarak szervezete milyen hatékonysággal tudja metabolizálni és kiválasztani a szennyező anyagokat (Walker 1990; Fossi et al., 1995), amiben szerepet játszhat az állatok ivara és kora, valamint egészségi állapotuk is (Kim et al., 1998; Lehel és Laczay, 2011). Befolyásolhatja a mérgezés kimenetelét a szennyezőanyag kémiai formája (a szervesen vegyületek a bélből rosszul szívódnak fel, míg a szervesek lipidoldékonyságuk miatt jobban), és a földrajzi elhelyezkedés is, helyi szennyeződés vizsgálatára a fiatal madarak és a nem vándorló madarak tollai alkalmasabbak, mint a tojások (Malik & Zeb, 2009).

A madarak szervezetébe nagyobb mennyiségben bekerülő és kumulálódó nehézfémek káros hatásokat idézhetnek elő, például a Cu, a Zn, a Ni és az Pb a vedlés intenzitásában (Eeva et al., 1998); a Cu, a Zn, a Cd és az Pb a genetikai diverzitásban (Eeva et al., 2006); az Pb és a Cd, (Nam & Lee, 2006b), valamint a Hg (Evers et al., 2008) a tollasodásban és a kirepülés

sikerességében, az Pb a csont mineralizációjában (Gangoso et al., 2009) valamint az Pb és a Cd humorális immunválasz-készségben (Snoeijs et al., 2004). Ezeken kívül kapcsolatban állhatnak a kóros költési viselkedéssel, letargiával és aszimmetrikus szárny kialakulásával (Hg, Evers et al., 2008), megváltozott párosodási viselkedéssel és reprodukciós nehézségekkel (Hg, Frederick & Jayasena, 2011), illetve toll növekedési problémákkal (Pb, Talloen et al., 2008). Ezekből a vizsgálatokból is látszódnak a nehézfémek sokrétű és káros hatásai a különböző élő szervezetek létfontosságú biológiai funkcióira. Így válhatnak fontossá és ideális tesztszervezetté az emberek közelében is előforduló élőlények, a környezetbe kikerülő és kumulálódó nehézfémek hatásainak kimutatására és a környezeti kockázatok becslésére.

Megállapítható tehát, hogy a tollak hasznos, nem destruktív biomonitoring eszközök, amelyek reprezentatív adatokat adnak a helyi ökoszisztémák nehézfém-szennyeződésének meghatározására (Pilastro et al., 1993; Dauwe et al., 2002; Kim & Koo, 2007).

## **3.2. Nehézfémek**

### **3.2.1. Ólom (Pb)**

Az ólom nem esszenciális az élő szervezet számára (ATSDR, 1999). Nem vesz részt semmilyen anyagcsere folyamatban. Puha, réteges ezüstsínű, íztelen és szagtalan fém (Freeman et al., 1996). Szulfát, oxid és más szervesetlen sói gyengén oldódnak vízben. Kivételt képeznek a nitrátok, kloridok és klorátok. Szerves sói különböző vízoldhatósággal rendelkeznek, az ólom-oxalát oldhatatlan, míg az acetát nagyon jól oldódik. Az ólom átlagos koncentrációja a földkéregben 13 mg/kg (ATSDR, 1999), és legnagyobb arányban szulfidként fordul elő (galenit), de emellett karbonát és szulfát formában is megtalálható. Az ólom-cink ércek adják a bányászható ólomkészlet 70%-át (NRC, 2005).

Az 1970-es és 80-as években az emberi tevékenységből származó ólomkibocsátás 90%-áért az ólmozott üzemanyagok voltak a felelősek. Ezeket és a festékekben történő alkalmazását az 1990-es években be is tiltották egészség- és környezetvédelmi okokból (Magyarországon 1995-ben).

Európa 24 országában lévő 584 állomáson 2015-ben mért légköri ólom adatok alapján, határérték ( $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) feletti Pb koncentrációt mindössze egy állomáson mértek, Belgiumban egy

városi állomáson. Az állomások 99%-án az alsó küszöbérték alatti ( $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) koncentrációt határoztak meg (EEA Report, 2017).

Manapság ólomlövedékként, illetve üveg és kerámia színezőként történő felhasználását próbálják visszaszorítani, és kevésbé mérgező anyagokkal helyettesíteni. Felhasználják ezeken túl ólom-sav akkumulátorhoz, sárgaréz- és bronzötvetekhez, forrasztókhöz, kenőanyagokhoz, tömítésekhez és csapágyak gyártásánál, tárolótartályokhoz, és az orvosi sugárvédelemben. Izotópjait nem radioaktív nyomjelzőként használják a környezetben és anyagcsere vizsgálatokban.

Az ólmot tartják ez egyik legveszélyesebb környezeti szennyezőnek. Emellett leggyakoribb okozója a véletlen mérgezéseknek a mezőgazdálkodásban, mind a társult, mind pedig a vadon élő állatok és az emberek esetén, ugyanakkor a toxikózis előfordulása csökkent az ólomtartalmú termékek visszaszorítása miatt (Prescott, 1983; IPCS, 1989; Morgan, 1994; Burger, 1995; ATSDR, 1999; Needleman, 2004).

Scheifler et al. (2006) rámutatott, hogy az ólom és más perzisztens nehézfémek még mindig jelentős környezeti kockázatot jelentenek a madarak számára.

Az ólom esetében a biomagnifikáció jelensége nem jelentős, általában a magasabb értékek egy adott környezeti szennyeződéshez kapcsolódóan mérhetők (NRC, 2005). Fő felvételi forrását a szennyezett talaj jelenti, illetve az ólommal szennyezett ivóvíz (Waldner et al., 2002).

Az ólom felszívódása a nem-hem vas felszívódási útján történik, és hatékonysága függ az ólom kémiai formájától, a felvett tápanyagoktól, és az állatok élettani állapotától. Például a kalcium és a foszfát hatékonyan csökkenti az ólom felszívódását (Varnai et al., 2001), a szervezetben jelen lévő kadmium magas szintje növeli (Phillips et al., 2003), ezzel szemben a magas cink-szint csökkenti az ólomlerakódást és a toxicitást (Brewer et al., 1985), és a fiatal állatok több ólmot vehetnek fel, mint a felnőttek (Pearl et al., 1983).

Az inhaláció útján történő felvétel sokkal jelentősebb, mint a dermális abszorpció (IPCS, 1995). A táplálékkal felvett magasabb ólom dózist a szervezet jobban tolerálja, mintha az vízfelvétel során kerül a szervezetbe. Az akut mérgezési tünetek állatokban szennyezett táplálék, ólomtartalmú lövedékkel elejtett állat maradványainak fogyasztásakor, vagy használt akkumulátorok megrágása, megnyalása során alakulhatnak ki (Galey et al., 1990). Emellett főleg vízimadarak esetében jelent problémát, amikor a táplálék őrléséhez zúzóként felvett apró köveket összetévesztik az ólomlövedékekkel vagy -úszókkal (Pain, 1992), amelyek a begyben darabokra esnek, és egy részük feloldódva a véráramba jutva akut mérgezési tüneteket okoz. Már



5-6 db sörét lenyelése következtében is pár napon belül elpusztulhatnak az állatok. Egy mérgezett madár legyengült állapotban lassabban mozog, emiatt könnyű zsákmány a ragadozók számára. Így azok is, valamint a már elpusztult állat tetemének elfogyasztásakor a dögevők, másodlagos ólommérgezést szenvedhetnek (Prokisch, 2010).

A szervek közül a vékonybél, azon belül is a duodenum, a felszívódása szempontjából a legnagyobb jelentőségű (Bressler et al., 2004). A vérkeringésbe jutott ólom több mint 90%-a a vörösvértestekhez (Coke et al., 1996) és a hemoglobinhoz, a perifériás szövetek esetén a fehérjékhez kötődik. Kezdetben a vérben és a májban koncentrálódik majd, a csontokban kumulálódva, stabil komplexet képez a kalcium-foszfát molekulákkal, kiszorítja a kalciumot, mivel a csont bontási és újraépítési folyamat során átveszi a helyét (Silbergeld et al., 1993). Ez problémát jelent, mivel minden megnövekedett kalcium-igényű csontbontással járó folyamat során, mint a tojásrakás időszaka, fertőzések, csontsérülések, törések, a csontokban felhalmozódott ólom a csontokból visszakerül a véráramba, és így a mérgezés heveny fellobbanását okozza (ATSDR, 1999). A fehérjék működését is képes megváltoztatni, az enzimműködés során a cink helyett kofaktorként megjelenhet, ami oxidatív stresszhez vezet (Hsu & Guo, 2002).

Az ólom már kis mennyiségben a szervezetbe kerülve szív és érrendszeri, idegműködési zavarokat, vérképzőszervi elváltozásokat, valamint csökkent tanulási és szellemi képességeket okoz (Gill et al., 2003; NRC, 2005). Nagyobb mennyiség esetén pedig az immunválaszban, a gyomor-bélrendszerben és a májműködésben is károsodást idézhet elő, továbbá vakságot, fejfájást, memória zavarokat és hallucinációkat okoz (ATSDR, 1999; Gill et al., 2003). Hatására csökken a hemoglobin-szintézis, károsodnak a vörösvértestek (hypochrom normociter anémia alakulhat ki), a szívizomzat és az erek (magas vérnyomás alakul ki) (Lubran, 1980; Kopp et al. 1988). Hányással, émelygéssel, fogyással, és görcsökkel járó kólikás tünetek, akut és krónikus veseelfajulás, a szervezet védekező-képességének csökkenése, a csontsűrűség csökkenése és a daganatképződés esélyének növekedése következhet be (Pagliuca et al., 1990; Pounds et al., 1991; ATSDR, 1999).

Vizsgálatok során tojótyúkuk a takarmányhoz adagolva a 25 mg/kg ólom-acetátot jól tolerálták, viszont az adag 50 mg/kg-ra történő emelése során a tojástermelés csökkenése és vedlés jelentkezett (Edens & Garlich, 1983). Napos csirkékben az ólom-acetát 10 mg/tak.kg mennyisége az állatok gyarapodásának csökkenését eredményezte (Bakalli et al., 1995), 20-40

mg/ttkg adagban immunválasz-csökkenést, és mesterséges fertőzést követően a mortalitást növelte (Youssef et al., 1996). Egy másik kísérletben 1 mg/kg ólom-acetátot adagolva brojlercsirkéknek növekedésbeli visszamaradást jegyeztek fel, viszont a máj, a vese és az izomszövetekben nem volt szignifikáns változás az ólomkoncentrációban (Bakalli et al., 1995), míg japán fürjekben (*Coturnix coturnix japonica*) 25%-os tojástermelés-csökkenést eredményezett. Az ólom-acetát dózisánaknövelése (10, 100 mg/tak.kg) a tojástermelés csökkenésével járt (Edens & Garlich, 1983). Berg et al. (1980) által végzett etetéses vizsgálatban a takarmányt kalciummal kiegészítve, 500 mg/kg ólom-acetátot is jól toleráltak a brojlercsirkék, a növekedési ütem csökkenése nélkül.

A vizsgálatok alapján a baromfi számára legmagasabb tolerálható szintet jól felszívódó ólom vegyületekre (mint például az ólom-acetát) 0,5 mg/kg értékben határozták meg alacsony kalciumszint esetén, azonban, ha a kalciumszint magas, akkor akár 100 mg/kg ólom is tolerálható (NRC, 2005).

### **3.2.2. Higany (Hg)**

A higany nem esszenciális, a nehézfémek közül a vízi ökoszisztémába jutó egyik legmérgezőbb és legperzisztensebb nehézfém (Nguyen et al., 2005). Fő forrásainak az antropogén tevékenységek (fosszilis tüzelőanyagok elégetése, acélgyártás és foszfát-előállítás, arany bányászat), és a vulkáni aktivitás mondható. A higany a földkéregben átlagosan 80 µg/kg mennyiségben van jelen. A természetben előforduló higany a cinnabar ércben higany-szulfid formájában található. A legnagyobb higanygyártók Algéria, Kína, Kirgizisztán és Spanyolország.

A higanynak egyedi fémes tulajdonságai vannak, ezek közé tartozik, hogy szobahőmérsékleten folyékony halmazállapotú, nagy a felületi feszültsége, jó az elektromos vezetőképessége és más fémekkel való ötvözet képzése. Ezek a fizikai jellemzők sokféle alkalmazását teszik lehetővé, mint például hőmérők, barométerek, kapcsolókészülékek, akkumulátorok gyártásánál és fogászati restaurációk során alkalmazták. A fogászatban használt amalgámok körülbelül 50% fémhiganyt tartalmaznak. A higany arannyal és ezüsttel való nagyfokú összeolvadását használják ki a bányászatban ezen fémek kinyerésére.

Mérgező tulajdonságaik miatt a higanyvegyületeket rendszeresen használták baktericid és fungicid összetevőként festékekben és mezőgazdasági füstölőszerekben, vetőmagok csávázására, valamint féreghajtó gyógyszerekként, de Magyarországon és a fejlett országokban ilyen célú

használata már tiltott, a környezetben való nagyfokú perzisztenciája miatt (Lehel & Laczay, 2011; NRC, 2005).

A higany egy része a környezetbe kerülve különböző biológiai folyamatok során, baktériumok és gombák által metil-higannyá alakul. Erről a folyamatról feltételezzük, hogy egy nem-enzimatikus reakció játszódik le a  $\text{Hg}^{2+}$  és a baktériumok által előállított metil-kobalamin között (Wood & Wang, 1983). Ez a reakció elsősorban vízi rendszerekben történik. Így, a mikrobiális eredetű metil-higany képes belépni az táplálékláncba és felhalmozódni az állatokban. A metil-higany már erősen mérgező, perzisztens és jól kumulálódó, így problémát okozhat a táplálékhálózatban (Bloom, 1992; Nguyen et al., 2005), abszorpciója 90%-ra tehető (NRC, 2005).

A higany egy mindenütt jelenlévő környezetszennyező anyag, amelyről ismert, hogy felhalmozódik halak és óceáni madárfajok szervezetében, káros hatásokat gyakorolva rájuk. Továbbá közelmúltban bebizonyosodott, hogy hasonló mértékben károsít néhány szárazföldi énekes madárfajt is (Whitney & Cristol, 2018).

A fiatal állatok szervezetében könnyebben és nagyobb mennyiségben szívódik fel a higany. A metil-higany a ciszteinhez kötődve az aminosav-transzportot kihasználva bejut a sejtekbe, és a májban, lépben, vesében, agyban és az izmokban felhalmozódik. Következésképpen a higany toxicitásával kapcsolatos kutatások többsége a szerves formát vizsgálta. A szervetlen higany okozta toxicitás jellemzően a gyógyszerek véletlen elfogyasztásából ered. A fémhigany toxicitása csak a különböző ipari folyamatok során keletkező higanygőz belélegzése után következik be, de az állattenyésztésben nem valószínű. Bár szájon át az elemi higany kevésbé szívódik fel, de a szervetlen higany sóké már 6-15%-os. Az elemi higany bőrön át történő felszívódása az szintén gyenge, de gőzének belélegzése (80%-os hatékonysággal felszívódik a tüdőben) nagyon súlyos mérgezést okozhat (Jókainé, 2007). A fém higany csak a gyomor-bél traktusból szívódik fel orális felvétel során, de mindössze a felvett mennyiség 0,01%-a. A táplálékkal felvett szerves és szervetlen higanyvegyületek koncentrációja csirkék tollában megegyezik a különböző egyéb szövetekben mértékkel (March et al., 1983). A higany mérgezési mechanizmusa az oxidatív stressz, mitokondriális zavar és a hem metabolizmusán keresztül történik. A vese problémák és a kóros idegrendszeri változások a higany toxikózist leginkább jelző tünetek.

Csirkék itatóvizébe 500 mg/l mennyiségben szervetlen higany-kloridot adagolva 3 napon belül csökkent növekedést és hematológiai változásokat, 9 napon belül pedig az elhullási arány növekedését tapasztalták. A toxicitás egyik legfőbb jele az állatok dehidratáltsága volt, mivel

nem fogyasztották a higanytartalmú vizet (Grissom & Thaxton, 1985, 1986). A higany-klorid LD<sub>50</sub> értéke 5 napon keresztül etetéses vizsgálat alapján fiatal fürjek esetében 2,96 és 5,09 mg/kg közötti tartományba esett (Hill & Soares, 1987). A tünetek közé tartozik a tollazat borzolósa, a remegés és a letargia.

A szerves metil-higany-klorid 6 napon keresztül 2,7 mg/ttkg mennyiségben szondán át adagolva csökkentette a tojástermelést és a tojáshéj minőségét tojótyúkknál (Lundholm, 1995). A metil-higany-klorid LD<sub>50</sub> értéke fiatal fürjekben 32 és 47 mg/kg közötti érték 5 napos etetéses vizsgálat alapján (fiókák és 2 hetes növendék fürjek) esetében (Hill & Soares, 1987).

A szerves higany tartós felvétele előrehaladott anaemiát, nefrotoxicitást, gyomorbetegségeket, nyáladzást, a száj fémes ízét, gyulladást, ínyérzékenységet, remegést, inaktivitást és abnormális testtartást eredményez. A vesék, különösen a vese proximális tubulusai és a glomerulus különösen érzékenyek a szerves higanyra (Zalups & Lash, 1994).

Bár a szerves higany nem jut át a vér-agy gáton, a neurotoxikus tünetek széles skálája jelentkezik a krónikus expozíció után, és minőségi szempontból hasonlóak a szerves higanyvegyületek által kiváltottakéhoz. Csirkékben a higany-kloridot tartalmazó víz hosszútávú fogyasztása 125 mg/l-nél a növekedés csökkenését okozta, de 25 mg/l-ig tolerálható volt (Thaxton et al., 1975). A dózis növelése (300 mg/kg) a növekedés csökkenése mellett a mellékvese súlyának növekedését, a burza súlyának és az antigénekre adott humorális immunválasz csökkenését okozta (Thaxton et al., 1982; Bridger & Thaxton, 1983).

A higany szerves formáinak orális expozíció esetén legérzékenyebb végpontja az idegrendszer, mivel a metil-higany átjut a vér-agy gáton. A tünetek jellege és súlyossága függ a felvett dózistól, az expozíció időtartamától, valamint az expozíciókori fejlődési stádiumtól. A fejlődő idegrendszer sokkal érzékenyebb, mint egy kifejlett. Mind a központi, mind a perifériás idegrendszer megsérülhet. Az ataxia, az izomgörcsök, a bénulás, a látáskárosodás, a koordináció elvesztése és a hátsó végtag rossz koordinációja az állatokban a metil-higany expozíció gyakori neurológiai jelei. A viselkedés megváltozása, a csökkent aktivitás is jellemző tünet. Kellően magas koncentrációban a metil-higany károsítja a veséket, nefritist okoz, ami arra utal, hogy toxicitása a szerves higany metabolizmusából ered (Magos et al., 1985).

Tartós felvétel során a fiatal csirkék 1,35 mg/kg higanyt még növekedési problémák megjelenése nélkül toleráltak (March et al., 1983), viszont 5 mg/kg már növelte a mortalitásukat,

kacsák esetében már a 3,8 mg/kg káros hatással volt a viselkedésükre (Bhatnagar et al., 1982; Soares, 1973).

A higany hatására romlik a madarak reprodukciós képessége, 4 mg/kg mennyiségben táphoz adagolva a tojástermelést és a tojások termékenységének csökkenését okozta, ezáltal a populáció fenntartása is veszélybe kerül (NRC, 1980; Bhatnagar et al., 1982; McNeil & Bhatnagar, 1985; Prasada Rao et al., 1989; Lundholm, 1995; Marett et al., 1995; Pribilincova et al., 1996).

Fürjekben a higany-klorid 8 és 25 mg/tak.kg mennyiségben a növekedés és a fertilitás csökkenését eredményezte (Hill & Shaffner, 1976; El-Begearmiet al., 1980). Ezzel szemben az oldhatatlan higany-oxidot és higany-szulfátot a csirkék jól tolerálták, még 100 mg/tak.kg mennyiségben sem okozott változást a tojástermelésben és a növekedésben (Hill & Soares, 1987).

A kiválasztás fő útja a vizelet és a széklet. Mivel lassú a metabolizmus, ezért a kiválasztás hosszabb időt vesz igénybe, emiatt a szervezetbe bejutott higany vegyületek lassan ürülnek. Ha ismételt az expozíció, akkor a lassú ürülés miatt beszélhetünk felhalmozódásról. A trofikus szintek azonban már biomagnifikációs tulajdonságot jeleznek, és itt is időben elhúzódó ismételt expozícióról beszélünk.

### **3.2.3. Kadmium (Cd)**

A kadmium a környezetben perzisztens és nagy toxicitású vegyület, kis mennyiségben sem esszenciális a szervezet számára. Természetes forrásai a tűzhányók, szálló por, tengeri aeroszol, és erdőtüzek (NCM, 2003).

Antropogén tevékenység során, úgymint galvanizálás, vas- és acélgyártás, elemgyártás során és szennyvíziszappal (NRC, 2005), valamint porcelán és műanyag gyártás során (Akan et al., 2010), fosszilis tüzelők égetése, közúti közlekedés (Kenntner et al., 2003), cink, réz és ólom kinyerésekor melléktermékként kerülhet a környezetbe (NCM, 2003). Továbbá foszfát- és cinktartalmú tápok is a Cd-szennyezés forrásai lehetnek (NRC, 2005).

Az ipari felhasználás eredményeként a Cd széles körben jut a levegőbe, a vízbe és a talajba, és így az élelmiszerekbe is (Garner & Levallois, 2016). A színesfémek olvasztásából és a szénégetésből származó légköri Cd-kibocsátás például Kínában körülbelül 4,6-szeresére nőtt 1990 és 2010 között (Shao et al., 2013; Cheng et al., 2015).

Természetes körülmények között a földkéregben 0,1-1 mg/kg koncentrációban található meg, de üledékes kőzetekben akár ennek a mennyiségnek a 10-20-szorosa is mérhető (Elinder, 1992). Természetes felszíni talajokban és talajvízben általában 1 µg/l érték alatti mennyiség található (ATSDR, 1999).

Európa 27 országában lévő 619 állomáson 2015-ben mért légköri kadmium adatok alapján, határérték (5 ng/m<sup>3</sup>) feletti Cd-koncentrációt 6 állomáson mértek. Ezek az állomások ipari és külvárosi területeken találhatóak, Belgium, Bulgária, Olaszország és Spanyolország területén. Az állomások 98%-ában az alsó küszöbérték alatti (2 ng/m<sup>3</sup>) koncentrációt határoztak meg (EEA Report, 2017).

A kőzetfeltárások során 2000-ben 19 700 tonna Cd került a földkéregből a technoszféra (NCM, 2003).

Toxikus mennyiségű Cd felvétele leggyakrabban orális és inhalációs úton történik, a bőrön keresztüli felvételhez hosszú expozíciós idő szükséges (Wester et al., 1992).

Inhalációs úton történő felvétel esetén vesekárosodás, csökkent tüdőkapacitás és emphysema figyelhető meg, míg szennyezett táplálék- vagy vízfelvétel esetén minden szerv károsodhat, főleg a vese és a máj (IPCS, 1992; Swiergosz-Kowalewska, 2001).

Sokféle egyéb káros hatással lehet a szervezetre. Főleg ipari folyamatok során kerül kapcsolatba vele az ember, valamint a dohányzás, és szennyezett ételek is (zöldségek, rizs) a fő források közé sorolhatók. Vizsgálatok kimutatták, hogy a szervezetbe került Cd vesekárosodáshoz, csontritkuláshoz és rák kialakulásához is hozzájárulhat (Nawrot et al., 2006; Jarup & Akesson, 2009; Ali et al., 2012; Musacchio et al., 2016).

Állatkísérletek és humán epidemiológiai vizsgálatok során kimutatták, hogy a Cd megváltoztatja a vérben lévő nemi hormonok – a luteinizáló hormon, progeszteron és tesztoszteron – szintjét (Iavicoli et al., 2009; Chen et al., 2016). Emellett kapcsolatot találtak a Cd-expozíció és a prediabetes, a diabetes, az elhízás és a pajzsmirigy betegségek között, bár ezen eredmények nem következetesek (Padilla et al., 2010; Wallia et al., 2014; Jancic & Stosic, 2014; Nie et al., 2016).

Az emésztőtraktusból történő felszívódása függ az oldhatóságától, a jól oldódó kadmiumsók (kadmium-klorid, kadmium-acetát, kadmium-nitrát, kadmium-szulfát) könnyebben és jobban felszívódnak, míg a kevésbé oldható formák (pl. kadmium-szulfid) felszívódása gyenge (ATSDR, 1999). A felszívódás és a felhalmozódás mértékét a szervezet cink- és kalciumszintje (ezek

hiányában emelkedik (Brzoska & Moniuszko-Jakoniuk, 1998; NRC, 2005)), tápanyag és vitamin ellátottsága, valamint az állat kora és neme is befolyásolja (Massanyi et al., 2003). Emellett káros hatással van a hasnyálmirigy  $\beta$ -sejt funkcióra, negatívan befolyásolja a kalcium és a cink felszívódását és anyagcseréjét, és súlyosbítja a kalciumhiány tüneteit (Fullmer et al., 1980; NRC, 2005, El Muayed et al., 2012). Legmagasabb koncentrációban a vesében található meg, ezt követi a máj, a herék, a hasnyálmirigy és a lép. Kiválasztása lassú, főként a vizelettel és a bélsárral történik (NRC, 2005; El Muayed et al., 2012).

A Nemzetközi Rákkutató Ügynökség 1993-ban humán karcinogénként sorolta be a kadmiumot. Ugyanakkor, teratogén a madarakban és az emlősökben is (ATSDR, 1999; Kertész & Fáncsi, 2003; NRC, 2005).

A szövetekben mérhető Cd mennyisége arányosan növekszik az expozíciós idővel, de elérhetnek egy felső határt, amikor magas az étrendben megtalálható Cd mennyisége. Például kacsákkal 20 mg/kg kadmiummal kevert takarmányt etetve, a friss izomszövetekben mérhető Cd-szint növekedhet 0,006-tól 0,025 mg/kg-ig az első 30 napban, míg ez a következő 30 napban 0,077 mg/kg-ig nőhet, ezután tovább adagolva a 20 mg/kg dózist már nem növekszik tovább (White et al., 1978). Az izomszövetben viszonylag gyorsan (néhány hónap alatt) kialakul ez a felső határ, de ezzel szemben a vesékben és a májban sokkal több idő szükséges ehhez. Miután beáll ez a felső határ, majd kivonják a kadmiumot a táplálékból egy vagy több hónapra, jelentős Cd-csökkenés nem figyelhető meg (White and Finley, 1978; Sharma et al., 1979; Baxter et al., 1982).

A kadmium elhanyagolható mennyiségben juthat a tojásba és a tejbe az anya szervezetéből (Leach et al., 1979; Sharma et al., 1979; Smith et al., 1991; Sato et al., 1997).

A húspan, tojásban és tejben mérhető kadmium mennyisége mindig alacsonyabb, mint a táplálékban mérhető mennyiség, de fontos tudni, hogy ezzel szemben a vesékben és májban mérhető mennyiség szinte mindig magasabb, mint a táplálékban, így azok elfogyasztása kockázattal járhat (Morcombe et al., 1994).

Brojlercsirke mechanikusan csontról lefejtett húsa nem okoz ételmiszer-biztonsági problémát, mivel ezen csirkék 6-7 hetes korukban kerülnek feldolgozásra, és ekkor a vesékben még csak 0,05 mg/kg, míg a húrukban 0,005 mg/kg-nál kisebb mennyiségű kadmium mérhető (Murphy et al., 1979).

A kadmium nem túl hatékonyan szívódik fel, de amint belép a szervezetbe, nagyon lassan ürül ki, és az élettartamnak megfelelően felhalmozódik. A kadmium biológiai hasznosulása többnyire hasonló a különböző takarmánytípusoknál, valamint a takarmányból és a vízből történő felvétel esetén is. A takarmányból vagy a vízből történő nagy mennyiségű felvétel a növekedési ráta csökkenését, vérszegénységet, vesekárosodást, csontritkulást, meddőséget és magas vérnyomást okoz.

A legmagasabb tolerálható kadmium-szint baromfi tápban 10 mg/kg. Vadkacsákkal végzett kísérlet során a táphoz adagolt 20 mg/kg Cd anemiát, emelkedett szérum glutamin-piruvát-transzamináz szintet eredményezett (Cain et al., 1983). Tojótúkok esetében a 3 mg/kg táphoz adagolt Cd növelte a tojástermelést, viszont a 12 mg/kg már csökkentette a tojásszámot, és a tojáshéj vastagságát is (Leach et al., 1979). A kadmium-szulfátot (25 mg/kg Cd) tartalmazó táp etetése a brojlercsirkénél a máj gócos zsíros elfajulását, a jejunum nyálkahártyájának hisztiocitás és kötőszövetének limfocitózisát, továbbá vesefibrosist okozott (Bokori et al., 1996). További, csirkéken végzett vizsgálatok megállapították, hogy a táplálékhoz adagolt 50 mg/kg Cd hatására csökkent a tojástermelés (Hennig et al., 1968). Japán fürjeknek 10 napos etetéses kísérlet során, a 75 mg/kg Cd is csökkentette a tojások számát (Bokori & Fekete, 1995).

#### **3.2.4. Arzén (As)**

Az arzén a félfémek közé tartozik, minden környezeti elemekben megtalálható, a földkéregben például átlagosan 1,5-3 mg/kg mennyiségben (Mandal & Suzuki, 2002). Európa légkörében alacsony szinten van, 27 európai országból kapott jelentések alapján, az állomások (619 db) 94%-ában az alsó küszöbérték (2,4 ng/m<sup>3</sup>) alatti koncentrációt mértek 2015-ben (EEA Report, 2017). Tipikus koncentrációja felszíni vizekben 1-2 µg/l vagy az alatti, felszín alatti vizekben, ennél magasabb lehet (Vargha et al., 2019)

Elemi formája és a szerves vegyületei nem, viszont a szervetlen As(III) és As(V) vegyületei, az arzenitek és arzenátok erősen toxikusak és rákkeltőek, ezek közül is a trivalens forma a mérgezőbb. Akut toxicitásukat a kémiai szerkezet is nagyban befolyásolja (Thomas et al., 2001; Laczay, 2013), bár minimális mennyiségben (0,012-0,025 mg/nap) a szervezet számára esszenciális (Sugár & Tóth, 2010).



Napjainkban már betiltották, vagy szigorú szabályozások alá vonták növényvédő, fakonzerváló szerekben és rágcsálóirtókban történő használatát, viszont elektronikai termékekben, üvegáruk előállításához és zománcokban történő használata engedélyezett (Tompa, 2005).

Fő mérgezési forrásnak tekinthetők a magas arzéntartalmú ivóvizek mind emberek, mind állatok tekintetében, de ritka esetekben inhaláció következtében is kerülhet nagyobb mennyiségű arzén a szervezetbe. Ivóvízben főleg a szerves vegyületek jelentenek problémát, szennyezett ivóvizekben az arzén mennyisége általában 1-10 µg/l között mérhető (NRC, 2005). A WHO ajánlása szerint ivóvízben 10 µg/l koncentráció a megengedett határérték (Shakoor et al., 2016). A 2017-es magyarországi ivóvízminőségi adatok alapján elmondható, hogy a Tisza-tó környéki területeken előfordul a határértékeket meghaladó arzén koncentráció az ivóvízben. Habár nehézfém-szennyezés nem jellemző, de a sok helyen még mindig használatban lévő régi csőhálózatokból, ólomcsövekből oldódhatnak ki különböző fémek (Vargha et al., 2019).

Az ivóvíz mellett a szennyezett takarmányok, zöldségek, növények is problémát jelentenek, mivel az ezekben megtalálható és ily módon az állatok által elfogyasztott nagy mennyiségű arzén a vérükben, vizeletükben, székletükben, szőrükben és szöveteikben, a tejben és a tojásban felhalmozódhat, és így közvetlenül vagy közvetve az emberi szervezetbe is bekerülhet (Maud & Rumsby, 2008). Gabonaszemekben is nagyobb mennyiségű arzén mutatható ki, az átlagos mennyiségük zab esetében 189 µg/kg, rozsban 67 µg/kg, búzában 45 µg/kg (Wiersma et al., 1986). Ipari területek közeléből, illetve magas arzéntartalmú területekről származó fűfélékben 62 mg/kg mennyiségű arzént is ki lehet mutatni. Ilyen területeken jelentős a légkörből származó arzén is, viszont a legnagyobb mennyiséget gyökéren keresztül a talajból és vízből veszik fel a növények (Woolson, 1983).

Ezek mellett például a szarvasmarha trágya otthoni és mezőgazdasági felhasználásával, a trágyában lévő arzén a termesztett növényekbe kerül, illetve azok elfogyasztása után az emberi szervezetbe is (Lundholm, 1995; Mandal, 2017). A gyomor-bélrendszerből, a tüdőn és a bőrön keresztül is jól felszívódik (Maud & Rumsby, 2008).

Akut mérgezés tünetei: hányás, hasi fájdalom, hasmenés, gyengeség, inkoordinált mozgás, amiket a végtagok zsibbadása és bizsergése követi, izomgörcsökkel és szélsőséges esetekben halállal (Stoepler, 2004; [http1](#)).

Krónikus tünetei között jellemző a csökkent növekedés, táplálékfelvétel, és hemoglobinszint, illetve bőrelváltozások, pigmenthiány, hyperkeratosis jelenik meg tartós (5 éven keresztül)

minimális expozíció következtében, és bőrrák előjelzései lehetnek. Hosszú ideig tartó expozíció hólyag- és tüdőrákot is okozhat (Stoeppler, 2004; [http1](#)). A Nemzetközi Rákkutató Ügynökség (IARC) az arzént és vegyületeit emberekben rákkeltőnek sorolta be. A szerves arzén hosszú távú fogyasztása összefügg egyéb káros egészségügyi hatásokkal, mint fejlődési rendellenességek, a cukorbetegség, a tüdőbetegség és a szív-érrendszeri betegségek kialakulása. Továbbá, az arzén könnyen átjut a placentán az emlősök esetében, beleértve az embereket is, ami hasonló expozíciót eredményez mind a magzatban, mind az anyában (Blood et al., 1992; EFSA, 2009; WHO, 2003). Ezáltal a terhességet is kedvezőtlenül befolyásolhatja, csecsemőhalandósághoz vezethet, valamint káros hatással van a gyermek egészségére (Quansah et al., 2015), a méhben és a korai gyermekkorban bekövetkező expozíció növeli a fiatal felnőttkori halálozási arányt rák, tüdőbetegség, szívroham és veseelégtelenség kialakulása miatt (Farzan et al., 2013). Ezek mellett számos tanulmány kimutatta az arzén expozíció negatív hatásait a kognitív fejlődésre, az intelligenciára és a memóriára (Tolins et al., 2014).

Az arzén felszívódása a szervezetben függ egyrészt a szerves arzén vegyület oldhatóságától (minél nagyobb a vízoldékonysága, annál nagyobb mértékű a felszívódás), másrészt a gyomor-bél traktusban lévő egyéb tápanyagok, a táplálék összetételétől és jelenlététől, valamint magától az egész táplálék mátrixtól (EFSA, 2005).

A szerves arzén transzportja az emlősök és madarak fogyasztásra alkalmas szöveteiben általában alacsony, és így az ezekből a szövetekből származó élelmiszerek csak kis mértékben járulnak hozzá az emberi mérgezésekhez. A szerves és szerves vegyületek eltérő biológiai hozzáférhetőséggel rendelkeznek (Blood et al., 1992). Szintén jelentős különbségek vannak az arzén különböző szerves vegyületeinek biológiai hozzáférhetőségében is. A szerves vegyületeket táplálék-kiegészítőként alkalmazták sertéseknél és szárnyasoknál betegségek megelőzésre és tömegnövelésre az 1940-es évek közepétől, és mai napig használják néhány országban (Mazumder Guha, 2008).

A teljes takarmányban lévő arzén maximális mennyiségét az Európai Unió a legtöbb állatfaj esetében 2 mg/tak. kg-ban állapította meg, míg hal és prémes állatok esetében 10 mg/kg-ban (Blood et al., 1992; EFSA, 2005). A véráramban az arzén a plazma és az eritrociták között oszlik meg, amelyben a hemoglobin globinjához kötődik. Az egyes részek relatív mennyisége az arzén dózistól, vegyületétől, valamint az élőlény fajtától függ (Blood et al., 1992; Järup, 2003; Mandal, 2017).

Az arzén szervezetben történő felszívódása két lépésben történik, először a nyálkahártyán keresztül szekvesztrálódik, majd amikor az telítődik, a koncentráció gradiensnek megfelelően bejut a szervezetbe, ahol már hatással vannak a felszívódásra a különböző bélbaktériumok, amelyek képesek az arzént metilálni, vagy a már metilált formát metabolizálni (Fullmer & Wasserman, 1985, Kuroda et al., 2001). Az arzén kiválasztása viszonylag gyorsan, főként vizelettel történik. Néhány faj esetében emellett jelentős a glutation segítségével, az epével történő kiválasztás. A szövetekben csak csekély mennyiségben raktározódik, viszont nagyobb mennyiség felvétele esetén a bőrben és a keratint tartalmazó képletekben felhalmozódhat.

Káros hatásait az oxidatív stressz, metilációs folyamatok és az esszenciális ásványi anyagok metabolizációjának megváltoztatása révén fejti ki (Kitchin, 2001).

Háziállataink számára a letális dózist 1 és 25 mg/ttkg között állapították meg nátrium-arzenitre vonatkoztatva, ami 3-szor vagy akár 10-szer toxikusabb, mint az arzén-trioxid (Stoeppler, 2004).

Hermayer et al. (1977) csirkékkel végzett 56 napos etetési kísérlet során 100 mg/kg dózisban arzén-pentoxidot adagoltak és azt találták, hogy csökkent az állatok testsúlya, a felvett táplálék mennyisége, valamint a lerakott tojások száma is. Ugyanakkor, arzén-pentoxidból 13 mg/ttkg intradermálisan adagolva csirkékben a legkisebb halálos dózishoz felel meg (NRC, 2005).

### **3.2.5. Réz (Cu)**

Elemi állapotban ritkán fordul elő, vegyületeiben leggyakrabban oxid, szulfid és karbonát formájában található meg (NRC, 2005).

A földkéregben átlagosan 50 mg/kg koncentrációban, tiszta édesvizekben pedig 1-20 µg/l mennyiségben van jelen (ATSDR, 2002; WHO, 1998). A környezeti elemekben megengedett határértékek ivóvízben 1,3 mg/l (USEPA, 2010), füstben 0,1 mg/m<sup>3</sup>, ködben és porban 1 mg/m<sup>3</sup> (OSHA, 2002; Klaassen, 2013)

Elektromos és hővezető képessége kiváló. Ötvözeteit széles körben használják az építőiparban, elektromos árucikkek, valamint ipari berendezések, és érmék gyártása során. Vegyületeit gombaölő- és fertőtlenítőszerekben, emberi és állati felhasználásra szánt táplálék-kiegészítőkben, valamint algaölő szerként is alkalmazzák (ATSDR, 2002).

Élőlények szervezetében lévő számos enzim működéséhez kis mennyiségben esszenciális, ilyenek például a citokróm-oxidáz, a szuperoxid-dizmutáz és a tirozináz (Linder, 2002). Hiánya

szív- és érrendszeri rendellenességeket (szívelégtelenség, aorta-repedés), keratinizációs és pigmentációs zavarokat, anaemiát, növekedési zavart, csont deformitásokat és csökkent immunműködést, újszülötteknél ataxiát okozhat. A hiánytünetek a fajtól és a hiány mértékétől függenek. A rézhiány főleg kérődző állatoknál okoz gyakori problémát, a rézzel antagonista hatású elemek (molibdén, kén és vas) táplálékban való jelenléte miatt, amelyek nagymértékben rontják a réz anyagcseréjét (NRC, 2005).

Több tanulmány is leírja, hogy a táphoz 125 és 250 mg/kg mennyiségben adagolt réz stimulálja a növekedést és a takarmány-hasznosulást baromfifélék esetében (Harms & Buresh, 1987; Pesti & Bakalli, 1996).

Elsősorban a vékonybélből szívódik fel, 30-75%-os hatékonysággal (Linder, 2002). A vékonybél nyálkahártyáján a réz metallothioneinhez kötődik, és így, kötött formában a felvett réz egy része a bélsárral távozik a bélhámsejtek elhalása során. A metallothionein nagyobb affinitást mutat a rézhez, mint a cinkhez, viszont nagyobb mennyiségű cink jelenlétében emelkedik a metallothionein szintézis, ami csökkenti a réz abszorpcióját, így növekszik a bélsárral távozó réz mennyisége (Harris, 1997). A legmagasabb szöveti koncentrációt a májban, vesében és az agyban mérhetjük. A májban tárolt réz főleg metallothioneinhez kötötten van jelen a legtöbb állat esetében. Amikor nagy mennyiségű rézfelvétel történik, ez a kötődés jelentős sejt detoxifikáló szerepet kap (Bremner, 1987). Viszont, ha a szervezetbe kerülő réz mennyisége meghaladja a rézkötő vegyületek (metallothionein, glutation) kapacitását, képes közvetlenül kötődni fehérjékhez és nukleinsavakhoz, de közben reaktív oxigéngyökök keletkeznek, amelyek a sejtmembránok lipid-peroxidációjához, sejtfehérjék oxidációjához és a nukleinsavak károsodásához vezetnek (Viarengo et al., 2002).

A májból a réz az epével ürül, de a cöruoplazmin vagy más réztartalmú enzimek szintézisében is fontos szerepet tölt be. A réz homeosztázisáért felelős fő mechanizmusa az epehólyag-kiválasztás. Az epe által kiválasztott réz olyan formákban van, amelyek rosszul reabszorbeálódnak a vékonybélből. A májban raktározott réz koncentrációja a legtöbb állatban jól szabályozott és 15-30 mg/kg közötti értéket mutat, azonban az epe rézkiválasztása magas étrendi rézkoncentrációban telítetté válhat, aminek következtében a májban nagyfokú rézfelhalmozódás következik be. Emberekben (Wilson kór) és kutyákban is fedeztek fel genetikai rendellenességeket, amelyek az epével történő rézkiválasztáshoz kötődnek, és ezek a máj rézkoncentrációjának emelkedését eredményezik (Hyun & Filippich, 2004). A máj normál

rézkoncentrációja kérődzőkben (100-400 mg/kg) jelentősen magasabb, mint sertésekben vagy csirkékben (Underwood, 1977). Valójában, a nem kérődző állatok májában mérhető rézkoncentráció, a kérődzőkben már rézhiányra utalna. Az epével történő rézkiválasztás sokkal kevésbé hatékonyan szabályozza a kérődzők májának rézkoncentrációját. Ez különösen igaz a juhokra, ahol a növekvő étrendi réz nem növeli az epén keresztüli rézkiválasztást (Saylor & Leach, 1980).

Az akut toxikózis elsődleges tünetei közé tartozik az émelygés és a hányás, ami kutatások szerint a rézionok receptor izgató hatása miatt van, ezek stimulálják a bolygóideget, aminek eredménye a hányinger és a hányás (Araya et al., 2002). Ezek mellett egyéb megfigyelhető tünetek a hasmenés, hasi fájdalom, erős nyálzás, görcsök, bénulás és halál. A kórboncolás során akut gastrointestinális gyulladást, elhalásos májgyulladást, valamint lép és vese hiperaemia is található (NRC, 1980; WHO, 1998).

Vizsgálatok kimutatták, hogy baromfinál takarmány-kiegészítésként adagolt 250 mg/kg réz fekélyek kialakulásához vezetett a zúzógyomorban, a szájüregben, garatban és a nyelven, valamint gyulladást okozott a mirigyes gyomorban (Robbins & Baker, 1980; Wideman et al., 1996; Chiou et al., 1999).

Tojótyúkokkal végzett hosszú távú vizsgálatokban a réz 400 mg/kg adagja a takarmányban csökkentette a felvett táplálék mennyiséget, a tojástermelést, és növelte a zúzógyomor súlyát (Jackson et al., 1979; Jackson & Stevenson, 1981). Ezzel szemben más vizsgálatokban a 375, 450 vagy akár idősebb pulykák esetében 500 mg/kg rézet a takarmányba keverve nem figyeltek meg káros hatásokat (Ledoux et al., 1991; Pesti & Bakalli, 1996; Leeson et al., 1997). Ugyanakkor, fiatalabb pulykák esetében az 500 mg/kg réz-kiegészítés már csökkentette a testsúlyt és a táplálékfelvételt, valamint a zúzógyomor károsodását okozta (Christmas & Harms, 1979). Kiskacsák májában több réz halmozódik fel, mint a csirkéknél magas rézkoncentrációjú táppal való etetés során, és sokkal érzékenyebbek is a rézmérgezésre (Wood & Worden, 1973). A réz 500 mg/tak. kg mennyiségben adagolva kiskacsákban a szelén és E-vitamin hiányára jellemző myopathiat okozott, az 1000 mg/ttkg réz pedig magas halálozási aránnyal, és súlyos gyomor, vázizom és bél nekrozissal járt (Van Vleet, 1982; NRC, 2005).

Több tanulmány állítja, hogy a táplálék magas cinktartalma csökkenti a rézfelszívódását (WHO, 1998). A magas réztartalmú táppal etetett bárányok esetében magas cinktartalmú táp adagolása (220 vagy 420 mg Zn/kg) hatékonyan meg tudta előzni a rézmérgezést, mivel

csökkentette a májban koncentrálandó réz mennyiségét (Bremner et al., 1976). Nem kérődző állatokban a magas vastartalmú táp etetése csökkentette a réz abszorpcióját (Yu et al., 1994).

Réztartalmú táppal etetett csirkék esetében nagyobb mennyiségű kéntartalmú aminosavak adagolása szükséges a maximális növekedéshez (Robbins & Baker, 1980; Wang et al., 1987). A cisztein-kiegészítés csökkentette a májban mérhető réz koncentrációját a magas réztartalmú táppal etetett csirkénél, illetve a réz kelátképződését, továbbá az abszorpció csökkentését eredményezheti (Baker & Czarnecki-Maulden, 1987; Persia et al., 2003).

### **3.2.6. Cink (Zn)**

Elemi állapotában szobahőmérsékleten kékes-szürke színű fémes elem, biológiai rendszerekben szinte kizárólag két vegyértékű (+2) formájában található meg, aminosavakkal, fehérjékkel, peptidekkel és nukleotidokkal komplexet képez (NRC, 2005). Az élő szervezet számára esszenciális, háromszáznál is több enzim működéséhez szükséges (Cousins & King, 2004). Szerepe van a fehérje, a nukleinsav, a szénhidrát és a lipid anyagcserében, szükséges a DNS-replikációhoz és -transzkripcióhoz, és sok cinkfüggő génszabályozó fehérje kofaktora (Vallee & Falchuk, 1993; Cousins & King, 2004). Hiánytünetei a fáradékonyság, növekedésbeli visszamaradás, parakeratosis, alopecia, csökkent immunműködés és thymus atrófia (Ott et al., 1965; Perryman et al., 1989).

Főbb felhasználási területei a galvanizálás, elektronikai cikk-, szárazelem-, műanyag-, textil-, festék- és gumi-, és gyógyszergyártás, kozmetikai cikkek előállítására.

Antropogén forrásokból, nagy arányban kerülhet a vízi környezetbe a szennyvíz- és ipari kibocsátások miatt (NRC, 2005).

A talajban átlagosan mérhető koncentrációja 50 mg/kg (Dobrovolsky, 1994). Természetes vizekben az átlagos koncentrációja 0,02-0,05 mg/l, míg ivóvízben 0,01-0,1 mg/l (NRC, 2005). Ez azért bír nagy jelentőséggel, mert hatékonyabban szívódik fel a vízből, mint élelmiszerekből és állati eredetű termékekből. A növényi eredetű termékekben, különösen a gabonafélékben és a hüvelyesekben jelen lévő fitát (myo-inositol-hexafoszfát) irreverzibilisen kötődik a cinkhez a béllumenben, és ezáltal a növényi élelmiszerekből történő felszívódás kisebb hatékonyságú (Lonnerdal, 2000).

A növényekben lévő cinkkoncentráció általában a kor előrehaladtával csökken, és a hüvelyes növények mindig magasabb cinkszinttel rendelkeznek, mint az ugyanazon körülmények

között termesztett gabonafélék. A gabonafélék jellemzően 20-30 mg/kg cinket tartalmaznak, míg a szójabab-, mogyoró- és lenmagliszt 50-70 mg/kg-ot. A halliszt és a húsliszt 90-100 mg/kg cinket tartalmazhat (Hambidge et al., 1986). Az állatok táplálékához kiegészítőként adagolt cink, általában cink-szulfát vagy cink-oxid (Baker & Ammerman, 1995). A csibék és malacok növekedésének fokozására, főleg cink-oxidot adnak a táphoz keverve (NRC, 2005).

A cink felszívódását homeosztatisz folyamatok szabják meg, amelyeket a szervezet a cink vékonybélből történő felszívódásához szükséges nagy molekulatömegű fehérje, valamint az aktív transzportot segítő ATP-szintézisének szabályozásával irányít (Bokori et al., 2003).

A cink felszívódását három tényező határozza meg: az állat szervezetében jelen lévő cink mennyisége, az étrend teljes cinktartalma és a táplálékban található oldható cink hozzáférhetősége (Lonnerdal, 2000). Ha az állat cinkállapotát nem vesszük számításba, a cink felszívódását nagymértékben meghatározza a bélben való oldhatósága, melyet viszont a cink kémiai formája, és a cink-abszorpcióhoz szükséges specifikus inhibitorok jelenléte befolyásol (Baker & Ammerman, 1995).

Felszívódása a vékonybélben, főleg a jejunumból történik (Georgievskii et al., 1979). A fiatal, növekedésben levő állatoknál a cinkfelvétel és -tárolás hatékonyabban történik, mint idősebb egyedekben, így a fiatalok jobban ki vannak téve a toxikózisnak (Weigand & Kirchgessner, 1979). Számos táplálkozási tényező befolyásolja a cink felszívódását, például a takarmány forrása, a fitát, az aminosavak, valamint az egyéb kétértékű kationok, mint a vas, a kalcium és a réz jelenléte vagy hiánya (Hambidge et al., 1986; Lonnerdal, 1989; Abdel- Mageed & Oehme, 1990). Általában a szervezetben jelen lévő nagy mennyiségű vas, kalcium és fitát csökkenti a cink felszívódását, míg bizonyos aminosavak (pl. hisztidin, cisztein) fokozzák azt (NRC, 2005). Állatok szervezetében a cink 15-60%-os hatékonysággal szívódik fel, míg emberek esetében nagyjából a táplálékban lévő cink mennyiség 1/3-a (King & Keen, 1999; McDowell, 2003).

A kiválasztás legnagyobb arányban bélsárral történik, a vizelettel és a kültakarón keresztüli kiürítés általában 20% alatt marad (Miller, 1970; McDowell, 2003). A sejtekben történő túlzott felhalmozódás a fehérjék, az enzimek és a DNS működésének zavarához vezet, valamint a bélcsatornában levő cinktöbblet hatására csökken a réz táplálékból történő felszívódása, ami rézhiányt okoz (Sandstead, 1995). Fő tárolási helye a csontok, a vázizomzat, többlet bevitel esetén a máj, a vese, a hasnyálmirigy (O'Halloran, 1993).

Akut cinktoxikózis tünetei: nyálkahártya-irritáció, gyomor-bélrendszeri panaszok, mint hányás, hasmenés, görcs és émelygés (Abdel-Mageed & Oehme, 1990). Toxikus mennyiségű cink felvétele még inhalációs úton is történhet a vízzel történő cinkfelvétel mellett (Ott et al., 1966).

A krónikusan túlzott cinkbevitel egyik fő hatása a szövetek réztartalmának csökkenése, amelyet a belek szöveteiben a réz metallotioneinhez kötődésének növekedése és a réz felszívódásának csökkenése okoz, ami rézhiányos vérszegénység kialakulásához vezet (ATSDR, 2003, 2005). A krónikus cinktoxikózis egyéb hatásai az immunfunkció (fitohemagglutinin miatti limfocita stimuláció csökkenése) és nagy sűrűségű lipoprotein (HDL) koleszterin csökkenése (Cousins, 1996).

Csirkénél az étrendjükéből származó nagy mennyiségű cink felvétele zavart okozott a tojásrakásban és a vedlésben (McCormick & Cunningham, 1984). 500 mg/tak.kg cink etetése károsította a hasnyálmirigy acinus sejtjeinek működését csirkékben (Lu et al., 1990). A cink toxicitása csak extrém nagy dózisoknál (500-1000 mg/tak. kg sz.a.) jelentkezik (Mézes, 2013).

### **3.2.7. Króm (Cr)**

Természetes körülmények között elemi állapotában nem, főként ferrokróm ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ ) formában fordul elő. Kőzetekben, állatokban, növényekben, talajban, vulkáni porokban és gázokban egyaránt megtalálható. A króm földgáz, olaj vagy szén égetésével is kerülhet a környezetbe. Viszont általában nem marad a légkörben, hanem a talajban és a vízben leülepedik, ahol a különböző formák átalakulhatnak egymásba, a meglévő körülmények függvényében (ATSDR, 2012). A talajban átlagos krómkoncentrációja 37 mg/kg (USGS, 1984). Európában mért légköri koncentrációja ipari létesítmények közelében 500-200 ng/m<sup>3</sup>, a városokban 40-70 ng/m<sup>3</sup>, míg falusi környezetben 0-3 ng/m<sup>3</sup> volt. Esővízben mérhető mennyisége 0,2-1 µg/l (Slooff, 1990).

Trivalens formája (+3) képes stabil komplexek kialakítására szerves és szervetlen csoportokkal is, valamint nagyon kis mennyiségben szükséges az emberi szervezet számára. A króm (III) elengedhetetlen a normál glükóz-, fehérje- és zsír anyagcseréhez. Korábbi vizsgálatok kimutatták, hogy fokozza az inzulin működését (Schwartz & Mertz, 1959; Offenbacher et al., 1997). Az ember számára jelentős természetes források a halak, a rákok, a teljes kiőrlésű gabona, a paradicsom, a brokkoli, a körte, a gomba és a diófélék (<http2>).



A szervezetben számos folyamat képes redukálni a króm (VI)-ot króm (III) -ra, aminek hatására megnövekszik a króm (III) szintje (ATSDR, 2012). Erős oxidáló képességgel rendelkező hexavalens (+6) formája szinte kizárólag ipari előállítás során keletkezik (Slooff, 1990).

Az előállított króm 60%-át gyártási folyamatokban különböző fémötvözetek, például rozsdamentes acél, előállítására használják (Katz & Salem, 1994). Emellett számos fogyasztói termékben megtalálható (réz-dikromáttal kezelt fa, króm-szulfáttal cserzett bőr, rozsdamentes acél edények, fém a fémen típusú csípőprotézis, galvanizálás, textilgyártás) (ATSDR, 2012).

A króm bekerülhet a szervezetbe belégzés útján (a krómot használó vagy gyártó ipari létesítményekből, krómot tartalmazó veszélyes hulladéktárolókból, cigarettafüstből), szennyezett ivóvíz vagy táplálék fogyasztásával, illetve szennyezett vízben fürdés során (ATSDR, 2012).

Élő szervezetben a Cr(VI) nagyobb mértékben szívódik fel, mint a Cr(III), és a specifikus anion csatornákon keresztül lép be a sejtbe. A hexavalens formának jobb a felszívódása, így jóval toxikusabb is az élő szervezetre nézve, viszont az emésztés során a gyomorsav részben vagy egészben trivalens formává redukálja (Donaldson & Barreras, 1966), ami már nehezebben szívódik fel. A gyomor mellett a bőrön keresztül is csekélyebb a felszívódása, viszont belégzés útján a szervezetbe kerülő króm egy része a tüdőben leülepedhet, és évekig ott maradhat. Azonban a krómot felhasználó ipari létesítményekben dolgozó munkások számára a légzőszervi problémákat okozó koncentrációk legalább 60-szor magasabbak, mint a környezetben általában megtalálható szintek (ATSDR, 2012).

Toxicitás szempontjából nagy jelentőséggel bírnak a Cr(VI)-Cr(III) átalakulása során keletkező intermedierek (Cr(V), Cr(IV)), amelyek képesek a sejt DNS-éhez, illetve egyéb makromolekulákhoz kötődni, és így károsítani azokat (ATSDR, 2012).

A különböző szövetek, mint a vese, a máj és a lép króm-koncentrációja alacsony (általában kevesebb, mint 100 ng/g sz.a.), a legmagasabb koncentráció általában a csontokban mérhető.

Hexavalens formája rákkeltő, és allergizáló hatással is rendelkezik az emberi és állati szervezetben (Dayan & Paine, 2001). Belégzés esetén gyakori tünetek közé tartozik az orr nyálkahártya irritációja, az orrfolyás és a légzési problémák (asztma, köhögés, légszomj, zihálás). Embereknél inkább a tüdőrák kialakulása jellemzőbb. Kísérleti állatoknál daganatot okozhat a gyomorban, a bélrendszerben és a tüdőben (ATSDR, 2012). Állatkísérletekből származó adatok alapján a krónikus króm-expozíció fő célszerveként a légutakat azonosították ([http3](http://3)).

Szájon át történő felvétel esetén a gyomor és vékonybél irritációját és fekélyt, valamint vérszegénységet okozhat. Állatokban megfigyelték a sperma-károsodást és a hím reprodukív rendszer károsodását (ATSDR, 2012). Ezzel szemben a trivalens formája hasonló felvétel esetén kevésbé mérgező (NRC, 2005).

A vizsgálatok azt mutatták, hogy a króm (III) felszívódását az aszkorbinsav, az aminosavak és az oxalát fokozza, a cink viszont csökkentheti azt; azonban a táphoz adagolt cink növelése nem csökkentette a króm (III) toxicitását csibékben (Chung et al., 1983; Offenbacher et al., 1997).

Kiválasztásának legfőbb módja a vizelet, a trivalens formájú króm nagyobb része rövid időn (akár egy héten) belül kiürül, viszont egy része a sejtekben maradhat akár éveken keresztül is (Offenbacher et al., 1997).

Mivel az akut toxicitási tünetek kialakulásához egyszeri, nagyon magas dózissal van szükség, nem valószínű, hogy a króm felhalmozódása állati eredetű termékekben (egy-egy szélsőséges esetben a vesét kivéve), toxikológiai problémákat okozna, ezzel aggodalomra adna okot a fogyasztószámára.

A baromfitáphoz adagolt króm-kiegészítés javította a brojlercsirkék növekedési ütemét, és csökkentette a szérum és a tojássárgája koleszterin-szintjét tyúkokban (Lien et al., 1996).

Tojótyúkok esetében 50 mg/tak.kg Cr (CrCl<sub>3</sub> formában, króm élesztőből vagy króm-aminonát-komplexből) nem befolyásolta a tojástermelést, de csökkent a máj citokróm P-450-függő monooxigenázok aktivitása (Guerra et al., 2002). Takarmányhoz adagolt 1500 mg/kg CrCl<sub>3</sub> és 2000 mg/kg Cr<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> csökkentette fiatal csirkék növekedési erélyét (Hill & Matrone, 1970).

### **3.3. A vizsgált fajok életmódja és táplálkozása**

#### **3.3.1. Varjúfélék családja (Corvidae)**

##### **3.3.1.1. Vetési varjú (*Corvus frugilegus*)**

Testhossza: 44-46 cm, szárnyfesztávolsága: 81-99 cm. A hímek alig nagyobbak a tojóknál. Hazánkban védett (1. ábra).

Telepesen fészkel, kedveli a mezőgazdasági területeket. Nagyobb csapatokban jelennek meg lakott területeken, ahova a korábbi vadászhatóságuk és az élőhelyük lecsökkenése miatt

kényszerültek. Itt könnyebb a táplálékszerzés is számukra, mind állati (rovarok, apróbb rágcsálók, gyíkok, puhatestűek, madárfiókák és dög), mind növényi eredetű táplálékot fogyasztanak.

Tollazata fényes, fekete fémes csillogású, ék alakú farokkal, világos színű csőrrel. A nemek között gyenge szexuális dimorfizmus figyelhető meg.

Hazai fészkelő állománya stabil, 2008 és 2012-ben gyűjtött adatok alapján 18 500-23 500 párra tehető.



1. ábra Vetési varjú ([http4](#))

A legidősebb európai példány közel 23 éves volt, bár elpusztult egyedről van szó, Norvégiából származik az adat (Carlson & Townsend, 2014; Fransson et al., 2017; [http5](#)).

### **3.3.1.2. Dolmányos varjú (*Corvus cornix*)**

Testhossza: 45-47 cm, szárnyfesztávolsága: 93-104 cm. A hímek alig nagyobbak a tojóknál. Hazánkban július és február között vadászható (2. ábra).

Önálló fajnak nyilvánították 2002-ben, korábban a kormos varjú alfajaként tartották számon. A hazai állomány állandó. Kedveli a városi parkokat, zöldterületeket, de erdőfoltokban, síkvidéki fasorokban, mezőgazdasági területeken is megtalálható. Nagyobb arányú állati eredetű táplálék (rovarok, dögök, puhatestűek, kisebb gerincesek) mellett magokat is szívesen fogyasztanak.

Hazai fészkelő állománya 37 000-45 000 pár körül mozog (2000-2012) és 1999 és 2014 közötti adatok alapján mérsékelt növekedést mutat, ehhez hozzájárulhat, hogy lakott területeken

nyugalmat talál és nem vadászható. Egyes esetekben, természetvédelmi területeken a populáció szabályozására van szükség fészekrabló tulajdonsága miatt, és mert kárt okozhat az apróvad-állományban is.

Tollazata és csőrszíne alapján lehet a példányok korát a terepen megállapítani. A felnőttek a párzási időszak után teljes vedlésen mennek át, ezzel szemben a fiatal madarak az első évükben fokozatosan vedlik le a fejük és testük pehelytollait, és az evezőtollakat csak egy éves koruk után cserélik le. Így hasonló a színezetük a felnőttkori tollazat színéhez, kivéve a mattabb barnás-fekete színű evezőtollakat. Ez alapján lehet megkülönböztetni a kifejlett egyedeket az egy éves egyedektől (O'Donoghue et al., 1998). Felnőttkori tollazatuk ismertető jegyei a hamvas-szürke tollazat a mellen, hason, nyakon (fölül és oldalt) és háton. A feje, a torka, a begye, a szárnya, a farka, csőre és lábai fényes feketék, szemei sötétbarnák.

A legidősebb európai példány gyűrűjének leolvasásakor 19 éves és 2 hónapos volt (Staav & Fransson, 2006; <http6>, <http7>).



2. ábra Dolmányos varjú (<http7>)

### 3.3.1.3. Kormos varjú (*Corvus corone*)

Testhossza: 45-47 cm, szárnyfesztsávolsága: 93-104 cm. A hímek alig nagyobbak a tojóknál. Hazánkban védett (3. ábra).

Magyarországon ritka fészkelő. Inkább Nyugat-Európában elterjedt. Az Alpokalja egyes részein megtalálható, itt a dolmányos varjúval kereszteződik, hibrid egyedek jelentek meg. Hazai fészkelő-állománya 20-50 pár volt 2005 és 2007 között, az országos állományváltozás trendje nem határozható meg a kevés adat miatt.

Főként mezőgazdasági területeken, erdőszélen, fasorokban, ligetekben, mocsaras területeken fordul elő. Rovarokat, puhatestűeket, kisebb emlősöket, madarakat és dögöket fogyaszt, de nem veti meg a növényi eledelt sem.

Tollazatuk teljesen fekete, nagyon hasonlítanak a vetési varjakhoz, de különbség közöttük a csőr eltérő mérete, a kormos varjú csőre nagyobb. A hollótól (*Corvus corax*) a kisebb testmérete és világosabb csőre különbözteti meg. Ivari dimorfizmus ennél a fajnál sem jellemző.

A legidősebb gyűrűzött egyed megfigyelésekor 23 éves volt. A megfigyelési adat Norvégiából származik (Fransson et al., 2017; James, 2018; http8).



3. ábra Kormos varjú (http8)

### 3.3.2. Vágómadárfélék családja (Accipitridae)

#### 3.3.2.1. Egerészölyv (*Buteo buteo*)

Testhossza: 51-57 cm, szárnyfesztávolsága: 113-128 cm. A tojó nagyobb a hímnél. Hazánkban védett (4. ábra).

Az egyik leggyakoribb ragadozó madár hazánkban. Tollazata az egészen világostól a sötétig változhat, kifejlett egyedeknél vastag fekete farokvég-szalag és finom keresztcsíkozás, míg a fiataloknál vékony, a mell alsó részén világos hosszanti csíkozás, szaru-fekete csőr figyelhető meg. A csőr töve és a láb sárga; a szaruhártya a felnőtteknél sötétebb barna, a fiataloknál világos; a szárnyalján az evezők fehéres színűek, az ujjak feketék. Egyéves kor körül az első vedléskor nem a kifejlett madarakra jellemző tollazatra vált, a külső kézevezőtollak a fiatalkoriak maradnak, így az egyedek kora is könnyebben megállapítható (Forsman, 1999).

A hazai állomány állandó, de Észak-Európából érkeznek ide a madarak telelni.

Középhegységekben, mezőgazdasági területeken figyelhető meg főként. Elsősorban rágcsálókat, de emellett gyíkokat, rovarokat és madárfiókákat is elfogyaszt.

A hazai állománya 15000- 30 000 pár körül mozog (2000-2012) és egy 15 éves felmérés alapján stabilnak mondható (1999-2015).

A legidősebb európai gyűrűzött egyed tetemét Dániában találták meg 28 éves korában (Fransson et al., 2017; [http9](#)).



4. ábra Egerészölyv ([http4](#))

### 3.3.2.2. Karvaly (*Accipiter nisus*)

Testhossza: 28-38 cm, szárnyfesztávolsága: 55-70 cm. A tojó nagyobb a hímnél. Hazánkban védett (5. ábra).

A hímek hátoldali tollazata és a fejtető sötétszürke, a fej elülső oldala rozsdaszínű, a mellen és hason vörhenyes keresztsávózás látható. A tojó hátoldala palaszürke, a mellen és hason a keresztsávózás barnásszürke. A farktollak mindkét ivar esetében keresztsávózottak, így megkülönböztethetőek a héjától, aminek az alsó farkfedői fehérek. A héjától elkülöníthető még a

keskeny faroktő és vékony csüdje miatt. Aránytalanul hosszú a lábujjuk, a szem, a csőrtő és a láb sárga színű, csőre szürkéskék, valamint fehér szemöldök sávuk is van (Vas et al., 2011).

Táplálékát főleg apró madarak teszik ki, bár néha a tojók galamb méretű madarakat is elejtenek. Városi környezetben is költ, de természetes környezetben a nyílt vagy cserjés részekkel rendelkező erdős területet kedveli. Hazánkban széles körben, sokféle területen elterjedt. Az állomány állandó, valamint télen észak-európai madarak érkeznek telelni. A magyarországi fészkelő-állomány 2000 és 2012 között 3 300-4 300 pár között volt ([http10](#)).

Legidősebb európai gyűrűs madár tetemét Dániában találták, a gyűrűje alapján 20 éves egyed volt (Fransson et al., 2017).



5. ábra Karvaly ([http4](#))

### 3.3.3. Gólyafélék családja (Ciconiidae)

#### 3.3.3.1. Fehér gólya (*Ciconia ciconia*)

Testhossza: 100-115 cm, szárnyfesztávolsága: 155-165 cm. A hímek alig nagyobbak a tojóknál. Hazánkban fokozottan védett (6. ábra).

Az állomány nagyságát nagymértékben befolyásolja a nem megfelelő tájgazdálkodás, amellyel táplálkozó helyeinek száma csökken (nedves, mocsaras réteket beszántják); az áramütés, mivel ez a faj a villanyoszlopok tetejére építi fészket, így a vezetékek megfelelő szigetelése fajvédelmi szempontból is nagyon jelentős, valamint a mérgezések, amelyek a táplálékszerzés során érheti őket is, mint a többi, mezőgazdasági területen táplálkozó fajt is.



A mezőgazdasági területen megfigyelhető mérgezés Afrikában súlyosabb probléma, mivel sok, Európában már betiltott készítményt ott még alkalmaznak.

Tápláléka eléggé változatos, gyakorlatilag mindenféle állati eredetű táplálék megfelelő számára, például férgek (piócák, giliszták), ízeltlábúak (futrinkák, ganajtúrók, cserebogarak, lőtücskök, tücskök, sáskák, szöcskék), halak, kételtűek, hüllők, kisemlősök, de ritka esetekben madárfiókák, vagy fiatal macskák is az étrendjébe kerülnek.

Tollazata a fekete evező- és szárnyfedő tollakon kívül fehér. Lábai pirosak, ahosszú és hegyes csőre fiókaként még fekete, és a kirepülés környékén pirossá válik. A sötét szeme és a körülötte levő fekete bőr segítségével elkülöníthető hasonló gólyafajoktól (Lovászi, 2013).

Hazánkban fészkelő-állománya 5000-5 500 párra tehető 2000-2012 között regisztrált adatok alapján, és az utóbbi évtizedek védelmi intézkedéseinek köszönhetően stabilnak mondható. A márciustól októberig tartó időszakot tölti nálunk, de van néhány áttelelő pár is. Hosszú távú vonuló, a telet Afrika trópusi területein tölti ([http11](http://11)).

Legidősebb európai gyűrűs madár tetemét Svájcban találták, gyűrűje alapján 39 éves volt (Fransson et al., 2017).



6. ábra Fehér gólya ([http4](http://4))

### 3.3.4. Bagolyfélék családja (Strigidae)

#### 3.3.4.1. Erdei fülesbagoly (*Asio otus*)

Testhossza: 25-37 cm, szárnyfesztávolsága: 90-100 cm. A tojók nagyobbak. Hazánkban védett (7. ábra).



Nem vonuló madár, a tél során sokszor a településekre húzódnak, és örökzöldeken élnek. Ez az egyetlen a hazánkban megtalálható bagolyfajok közül, amely csapatokba verődve telel át. Hazai állományuk stabil. A fészkelő-állomány 1995 és 2002 közötti adatok alapján 6 500-12 000 pár.

Közepes nagyságú madár. Tollazata finoman mintázott, rozsdabarnás színű. Feltűnő tollfülei vannak. A fiatalok, a hímek és a tojók színezete hasonló. Főleg mezőkön vadásznak, éjjel, és kizárólag rágcsálókkal táplálkoznak. Sokszor foglaják el szarkák, varjak és néha ragadozó madarak fészkeit is([http12](#); [http13](#)).

A legidősebb európai gyűrűzött egyed 17 éves volt, amikor Finnországban egy vadász áldozata lett (Fransson et al., 2017).



7. ábra Erdei fülesbagoly ([http4](#))

#### 3.3.4.2. Macskabagoly (*Strix aluco*)

Testhossza: 37-39 cm, szárnyfesztávolsága: 94-104 cm. A tojók valamivel nagyobbak a hímeknél. Hazánkban védett (8. ábra).

Közepes nagyságú madár az erdei fülesbagolyhoz hasonlóan, de tollfülei nincsenek. Tollazata kétféle színváltozatban fordul elő, a szürke, valamint vöröses, amelyek közül a szürke a gyakoribb. Írisze sötét színű. Ez a faj is éjjel aktív. Jellegzetes, kísérteties huhogó hangját sötétedés után hallatja. Tápláléka változatos, bár főleg kisemlősök tartoznak étrendjébe, elsősorban erdei egerek és pockok, de cickányokat, peléket, és kisebb testű madarakat is elejt. Általában odúban költ, de ha erre nincs lehetőség, akkor tornyokban, padlásokon és

gallyfészkekben is fészkel. Élőhelyeül főként az elegyes erdők, parkok, temetők, ártéri ligeterdők szolgálnak.

Hazai fészkelő-állománya stabil, 5000-8000 pár a 2000-2012 közötti felmerések alapján. Csehországban találták a legidősebb európai gyűrűzött egyedet, amit 22 évesen lóttek le (Fransson et al., 2017; [http4](http://4)).



8. ábra Macskabagoly ([http4](http://4))

#### **3.3.4.3. Kuvik (*Athene noctua*)**

Testhossza: 21-23 cm, szárnyfesztávolsága: 54-58 cm. A tojók nagyobbak a hímeknél. Hazánkban fokozottan védett (9. ábra).

Főleg az alföldi mezőgazdasági területek környékén él. Inkább a nyílt területet kedveli, mint a zárt erdőket. Élőhelye a mezőgazdaság átalakulása, tanyák csökkenése miatt beszűkült. A többi bagolyfajnál gyakrabban lehet látni, mivel részben nappal is aktív. Táplálékát főleg kisemlősök és énekesmadarak alkotják, de kisebb hüllőket, kételtűeket és rovarokat is elfogyaszt. A zárt erdőket elkerüli.

A felnőttek tollazata többnyire sötétbarna színű, krémszínű foltokkal tarkítva. A homlokán, szeme körül, a csőre alatt krémszínű sáv húzódik, míg a mellén és a hasi részen foltok és csíkok váltják egymást, a háti oldalán és a faroknál kerek foltok, valamint egy különálló V-alakú jel található a fej hátulján. A hímek és a tojók hasonló megjelenésűek, de a hímek "arca" világosabb. Csőre és írisze fényes sárga, a szemhéjai sötétek. A lábak szürkék, néhol sárga színezettel. A

lábujjak színe a sötétebb szürkétől a barnáig vagy feketéig változhat, a karmok sötétbarnák vagy feketék (Van Nieuwenhuysen et al., 2008).

Itthoni állománya 1 500-2 500 párra tehető a 2000-es évek elején történt felmerések alapján, viszont az állományváltozásról nem áll rendelkezésre elegendő adat. A legidősebb európai gyűrűzött egyed Nagy-Britanniában lett visszafogva 11 évesen (Fransson et al., 2017; http15).



9. ábra Kuvik (http4)

### 3.3.5. Gyöngybagolyfélék családja (Tytonidae)

#### 3.3.5.1. Gyöngybagoly (*Tyto alba*)

Testhossza: 33-35 cm, szárnyfesztávolsága: 85-93 cm. A hímek és a tojók nagyjából egy méretűek. Hazánkban fokozottan védett (10. ábra).

Rendszeres fészkelő hazánkban, és állandóan előfordul. Az emberek közelében él, leginkább a nyílt mezőgazdasági területeken, de templomtornyokban, padlásokon, állattartó telepeken és magtárakban is fészkel. Fészkelő-állománya 800-1 000 pár között mozgott 2005-2007 között, viszont állományváltozásának trendjéről nem áll rendelkezésre elegendő adat.

Táplálékát főként pockok, cickányok, egerek adják, de apróbb énekesmadarakat is elejt.

Tollazatuk halvány színű, sötét szemekkel, és könnyen felismerhető szív alakú arcfátyollal. Szárnyaik lekerekítettek és rövid farktollaik vannak. Lábaik hosszúak, fejük enyhén kerek, és nem rendelkeznek fülsomókkal. A fejük, háti részük és a szárnyaik színe a szürke és a barna

keveréke. Magyarországon két alfaj fordul elő, melyek mell és hasi része eltérő. Az elterjedtebb sárgás, narancssárgás mellű, és a leginkább Dél-Dunántúlon előforduló fehér mellű alfaj. De már ezek kereszteződése is megfigyelhetőek. Éjszaka általában inkább fehérnek tűnhetnek.

Ennek a fajnak az állományára is hatással van az extenzív mezőgazdálkodás és a külterjes állattartás csökkenése.

A legidősebb európai gyűrűzött egyedet Hollandiában, már elpusztulva találtak meg, 17 éves korában (Fransson et al., 2017; [http16](#); [http17](#)).



10. ábra Gyöngybagoly ([http4](#))

### 3.3.6. Sólyomfélék családja (Falconidae)

#### 3.3.6.1. Vörös vércse (*Falco tinnunculus*)

Testhossza: 32-35 cm, szárnyfesztávolsága: 71-80 cm. A tojók nagyobbak a hímeknél. Hazánkban védett (11. ábra).

Európában elterjedt ragadozómadár, hazánkban is az egyik leggyakoribb. Élőhelyeül főként lápok, tengerpartok, mezőgazdasági területek, ligetes erdők szolgálnak, de a városokban is gyakran előfordul, még Budapest belvárosában is fészkel (2006-ban 60-75 párt számoltak össze). Saját fészket nem épít, mezőgazdasági területek körüli fák odvában, elhagyott varjú vagy szarkafészkekben, sziklákon, épületeken költ. Városokban tornyokra, magas épületekre kihelyezett költőládákkal segítik megtelepedésüket.

Vonuló madár, de enyhe teleken az északabbi területről érkező egyedek, valamint az idősebb példányok nálunk telelnek át. A hazai állomány is nagyrészt elvonul tőlünk délre.

A hímek tollazatának háti oldala, felső szárnyfedői gesztenye-vörös színűek, sötét csepp alakú foltokkal tarkítva, hasi oldaluk sárgás fekete pettyekkel, fejük és farkuk hamuszürke, farkuk végén széles fekete szalag található fehér szegéllyel. A tojók feje, hátoldala és farka rozsdabarna színezetű, sötét keresztsávokkal, farkuk végén széles keresztszalaggal. Karmuk fekete színű.

Táplálékuk elsősorban mezei pocokból, egerekből, illetve rovarokból (pl. egyenesszárnyúak) áll, de akár gyíkot, madarat is foghatnak.

Itthon rendszeres fészkelő, állománya 2000 és 2012 közötti felmerések alapján 6200-7 400 párra tehető, és stabilnak mondható.

A legidősebb európai gyűrűzött egyed, amit találtak 20 évesen került kézre betegen, Németországban (Vas et al.; 2011; Fransson et al., 2017; [http18](http://18)).



11. ábra Vörös vércse ([http4](http://4))

### 3.3.7. Galambfélék családja (Columbidae)

#### 3.3.7.1. Házigalamb (*Columba livia domestica*)

Testhossza: 31-34 cm, szárnyfesztávolsága: 63-76 cm. A hímek és a tojók nagyjából egyméretűek. Hazánkban nem védett (12. ábra).

Rendszeres fészkelő, állandóan előforduló, nem vonuló madár. A szirti galamb házasításával létrejött alfaj. Mára szinte az egész Földön elterjedt. Őse még a Földközi-tenger partvidékén él, de ez az alfaj települések madara. Egyes nagyvárosokban tömeges jelenléte és



túlszaporodása, valamint ürüléke komoly problémákat okoz. Természetes előhelye az agrárterületeken található, épületeken, romokon, tornyokon, sziklákon, padlásokon, állattartó telepeken rak fészket. Szinte mindenféle magvat elfogyasztanak, de városokban a kommunális hulladék között találják meg táplálékukat. A fiókák kikelésük utáni néhány napban csak begytejjel táplálkoznak. Több természetes ellensége is van, a nyest főként a fészkekajlakra veszélyes, míg a nagyobb testű vándor- és kerecsensólyom, valamint a héja is a fészkekből kirepülő egyedekre vadászik.

Tollazata változatos színezetű, a feketétől a fémesen szürkén, barnán, tarkán át akár fehér is lehet. Kék alapszíne, valamint a szárnyakon fekete harántsávok és fekete faroktollai, ósének a szirti galambnak a színét tükrözik.

A legidősebb európai visszafogott egyed 10 éves, Finnországban történt a visszafogás (Fransson et al., 2017; [http 19](#); [http20](#); [http21](#)).



12. ábra Házi galamb ([http4](#))

### 3.3.7.3. Balkáni gerle (*Streptopelia decaocto*)

Testhossza: 31-34 cm, szárnyfesztávolsága: 63-76 cm. A hímek és a tojók nagyjából egyméretűek. Hazánkban nem védett (13. ábra).

Eredetileg délkelet-Európában és Ázsiában volt honos, de az 1900-as évek elején elkezdett északabbra is terjeszkedni. Az egyik legismertebb madarunk, amely főként az emberi településeken található meg. Fészket épületek erkélyeire, tetőszerkezetére, ereszcatornáiba, illetve fákra rakja, ahonnan csapatosan járnak akár közeli mezőgazdasági területekre is gabona- és gyommagvakat gyűjteni. Csigákkal, és elenyésző mennyiségben rovarokkal is táplálkozhat.

Télen gyakran állattartó telepek és magtárak köré csoportosulnak kisebb-nagyobb csapatokban, de nagyobb távolságokat ilyenkor sem tesznek meg.

A hímek és tojók tollazata hasonló. Háti oldaluk szürkés homokszínű, a hasi oldal rózsaszínes szürke, a torok és az áll egyes egyedeknél fehér is lehet. A szárnyak szürkék, az elsőrendű evezőtollaik feketék. A középső farktollaik szürkék, a külsők töve szürke, a hegyük fehér. Alulról a tövük sötét, és a farok végén széles fehér sáv látható. Nyakuk oldalsó és hátsó részen összefüggő, fehérrel szegett fekete örv van. Lábuk vörös, csőrük fekete.

Állandó madarunk, fészkelő-állománya 290 000-380 000 pár (2000-2012) és mérsékelten növekszik (1999-2015).

A legidősebb, elhullott európai gyűrűzött egyedet Nagy-Britanniában találták 17 éves korában (Fransson et al., 2017; [http22](#); [http23](#)).



13. ábra Balkáni gerle ([http22](#))

### 3.3.8. Fecskefélék családja (Hirundinidae)

#### 3.3.8.1. Molnárfecske (*Delichon urbicum*)

Testhossza: 12-14 cm, szárnyfesztávolsága: 26-29 cm. A hímek és a tojók nagyjából egyméretűek. Hazánkban védett (14. ábra).

Hozzászokott az emberi településekhez, így ma már szinte csak épületeken fészkel, míg korábban sziklafalakon, fák odvaiban és barlangokban is költött. Ellentétben a füstifecskevel költőhelyét az épületek, például, magas tömbházak külső, felülről is zárt részére építi, amelyen csak egy kis berepülő nyílás van, de hasonlóan a füstifecskéhez, anyaga ennek is sár. Magyarországon rendszeres fészkelő, áprilistól októberig található meg. A városi környezetben még a füstifecskenél is gyakoribb. Itthoni fészkelő állománya mérsékelten csökkent az 1999 és 2015 közötti adatok alapján, 27 000-36 000 párt számoltak 2000-2012 közötti időszakban.

Telelni Afrika, Szaharán túli területeire repül. Fő táplálékául az apró rovarok szolgálnak, amelyeket leginkább a levegőben, de gyakran házak falán kap el.

Tollazatára jellemző, hogy a válla, dolmánya és feje kékesfekete, szárnya fekete, alsóteste fehér. A sötét hátoldalán fehér farcsík látható. Rövid farka enyhén villás. Lábfeje fehér tollas. A fiatalok tollazata elkülönül, kevésbé csillogó, torkuk, begyük inkább piszkosfehér színű.

A legidősebb európai gyűrűzött példány 15 éves korában Svédországban került visszafogásra (Fransson et al., 2017; [http24](#)).



14. ábra Molnár fecske ([http24](#))

### 3.3.8.2. Füstifecske (*Hirundo rustica*)

Testhossza: 17-19 cm, szárnyfesztávolsága: 32-34 cm. A hímek és a tojók nagyjából egyméretűek. Hazánkban védett (15. ábra).

Elterjedt fecske faj az északi félteke egészén. Kötődik az emberhez, mivel az emberi építmények miatt átalakult a fészkelési szokása. Korábban barlangokban és sziklafalakon, manapság szinte kizárólag épületeken költ (magas tömbházakon, istállóknak és tanyaépületeken). Általában az épületek belső részeiben felülről nyitott fészket épít sárból és növényi részekből. Hazánkban rendszeresen fészkel április és október között. Az európai állomány Afrikába vonul telelni. Táplálékként nem túl nagyméretű repülő rovarokat fogyaszt. Hazai állománya ingadozó, és mérsékelten csökkent az 1999 és 2015 közötti felmérések alapján, nagyjából 89 000-102 000 párt számoltak össze (2000-2012).

Hosszú, hegyes szárnya van, mélyen villás farkkal. Háti oldala és szárnya csillogó kékesfekete, alsóteste fehér színű. Széles kékesfekete szalag található a mellén. Torka és homloka sötétvörös. Szélső farktollain jól látható fehér foltok helyezkednek el. A fiatalok



megkülönböztetésére alkalmas eltérések, hogy a szélső farktollaik rövidebbek, a homlok és torok rész sárgásbarna, tollazatuk kevésbé csillogó.

A legidősebb, elhullott európai gyűrűzött példányt 11 évesen Nagy-Britanniában találták (Fransson et al., 2017; [http25](#); [http26](#)).



15. ábra Füsti fecske ([http25](#))

### 3.3.9. Sarlósfecskefélék családja (Apodidae)

#### 3.3.9.1. Sarlósfecske (*Apus apus*)

Testhossza: 16-17 cm, szárnyfesztávolsága: 42-48 cm. A hímek és a tojók nagyjából egyméretűek. Hazánkban védett (16. ábra).

Európa nagy részén, Északnyugat-Afrikában és Ázsia egyes területein is előfordul. Hazánkban rendszeres fészkelő, áprilistól szeptemberig van nálunk, télre Afrika déli részére vonul. Élete legnagyobb részét repüléssel tölti, szinte csak a költési időben száll le. Táplálékát is repülve szerzi be, amit legnagyobb részben repülő rovarok és a levegőben sodródó pókok jelentenek. Nem a fecskefélék családjába tartozik, nem énekesmadár, hanem az újvilági kolibri fajokkal van rokonságban. Fészket eredetileg sziklafalak repedéseibe, löszfalakba, és ritkán odúkba építette, de ezt a fajt is nagyban befolyásolta az urbanizáció, és manapság leginkább épületeken költ telepesen, tetőszerkezetek üregeiben, panelházak repedéseiben, védve a ragadozóktól, és néha a molnárfecskék és házi verebek fészket is birtokba veszi. Állománya bizonytalan trendet mutat, 1995 és 2002 közötti adatok alapján 3 000-5 000 pár költött hazánkban.

A hímek és a tojók tollazata nem különbözik. A háti rész feketés, barnás, kivéve a fehér vagy krémszínű áll és torok részt (közvetlenül a csőr alatt). Ezen kívül az evezőtollak felső oldala halványabb színű a test többi részéhez képest. Könnyen megkülönböztethető a mérsékelt villás

farktollai, a keskeny, sarló alakú szárnyai alapján. A fiatal egyedek tollazata megkülönböztethető a felnőttekétől az élénkség és egységes színezet alapján, mivel gyakori, hogy a fiatal egyedek feketébbek, valamint a homlokuk halványabb, tollaik vége fehér és élénkebb fehérszínű a csőr alatti foltjuk.

A legidősebb gyűrűzött példány Svédországban 21 évesen került kézre betegen a hideg miatt (Fransson et al., 2017; [http27](#); [http28](#)).



16. ábra Sarlósfecské ([http27](#))

## 4. ANYAG ÉS MÓDSZER

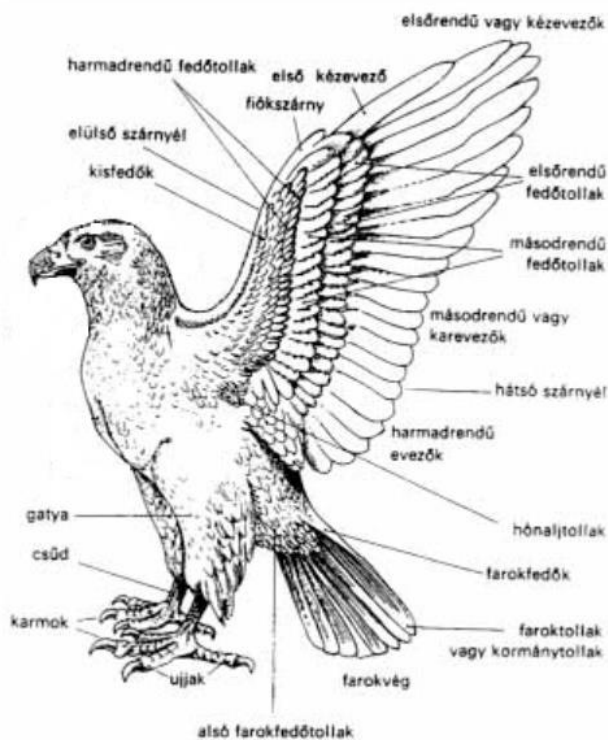
### 4.1. Anyag

#### 4.1.1. Madártollak gyűjtése és tárolása

A vizsgálat során felhasznált tollminták a hortobágyi Madárkórház Alapítvány által működtetett hortobágyi Madárpark területén létrehozott, kifejezetten sérült vadmadarak ellátásával foglalkozó madárkórházból származnak.

Az intézmény a működése során eleget tesz a 348/2006. (XII. 23.) Korm. rendelet a védett állatfajokról szóló, abban meghatározott feltételeknek.

A tollminták gyűjtése 2013 novemberétől 2016 augusztusáig zajlott, több részletben. A tollak gyűjtése tépéses módszerrel történt, és elsősorban evező és fedőtollakat gyűjtöttünk, és kiegészítettük hasi tollakkal (17. ábra). Az egyedi mintákat papírzacskóba helyeztük és azonosító kóddal láttuk el, és a feldolgozásig jól szellőző helyen tároltuk.



17. ábra Madártoll típusok (<http29>)

Ugyanakkor, az egyes egyedtől származó különböző típusú tollakat együttesen kezeltük a vizsgálatban, mivel egy egységes, az állat tollzatában található fém koncentráció összességére voltunk kíváncsiak. Az említett időszakban, 195 egyed tollait választottuk ki a vizsgálatra. Az állatok elsődleges kiválasztása a madárfaj előfordulási gyakorisága és mérete alapján történt. A ritka fajok, és nagyon kis méretű madarak, amelyek esetében az analitikai vizsgálatához szükséges mennyiségű tollminta begyűjtése szinte kopasztáshoz vezetne, nem kerültek kiválasztásra. A többi, vizsgálatához megfelelő egyed esetében a következő információk begyűjtése történt: a faj, a kor, az ivar, a megtalálás helye és ideje.

A madárfajokat, főleg táplálkozás és/vagy méret alapján az alábbi kilenc csoportra osztottuk:

#### **Kuvik csoport**

- kuvik

#### **Bagoly csoport**

- erdei füles bagoly
- macskabagoly
- gyöngybagoly

#### **Fecske csoport**

- füstifecske
- sarlósfecske
- molnárfecske

#### **Varjú csoport**

- dolmányos varjú
- kormos varjú
- vetési varjú

#### **Ölyv csoport**

- egerészölyv

#### **Gólya csoport**

- fehér gólya

#### **Vércse csoport**

- vörös vércse

### **Galamb csoport**

- balkáni gerle
- házigalamb

### **Karvaly csoport**

- karvaly

Az ivar meghatározása a méret és a tollazat színe szerint történt. Az ivari kétalakú fajoknál a tollazat színe, más fajok esetében csak a méret és a testtömeg jelent útmutatást (a hím nagyobb, nehezebb, mint a tojó, kivételt jelentenek a nappali ragadozók, mert náluk ez fordítva van). Emellett a tollazattól és a mérettől függetlenül a két szeméremcsont közötti rész távolsága is támpontot ad: a medencének ez a része a hasi oldalon nem záródik, és tojónál a tojások rakása miatt ez a távolság nagyobb, mint a hímeknél.

A kor megállapításánál is szerepet játszik a méret, illetve kifejlett egyed esetében bizonyos fajoknál a tollazat színe és mintázata alapján ítélt meg. Például a karvalyok másod éves korukig más tollruhában vannak. Az egerészölyvek korát a szem színe alapján lehet behatárolni az ivarérettségig (első évben kékesszürke színű, kétévesen sárga, majd 3 éves kortól barna).

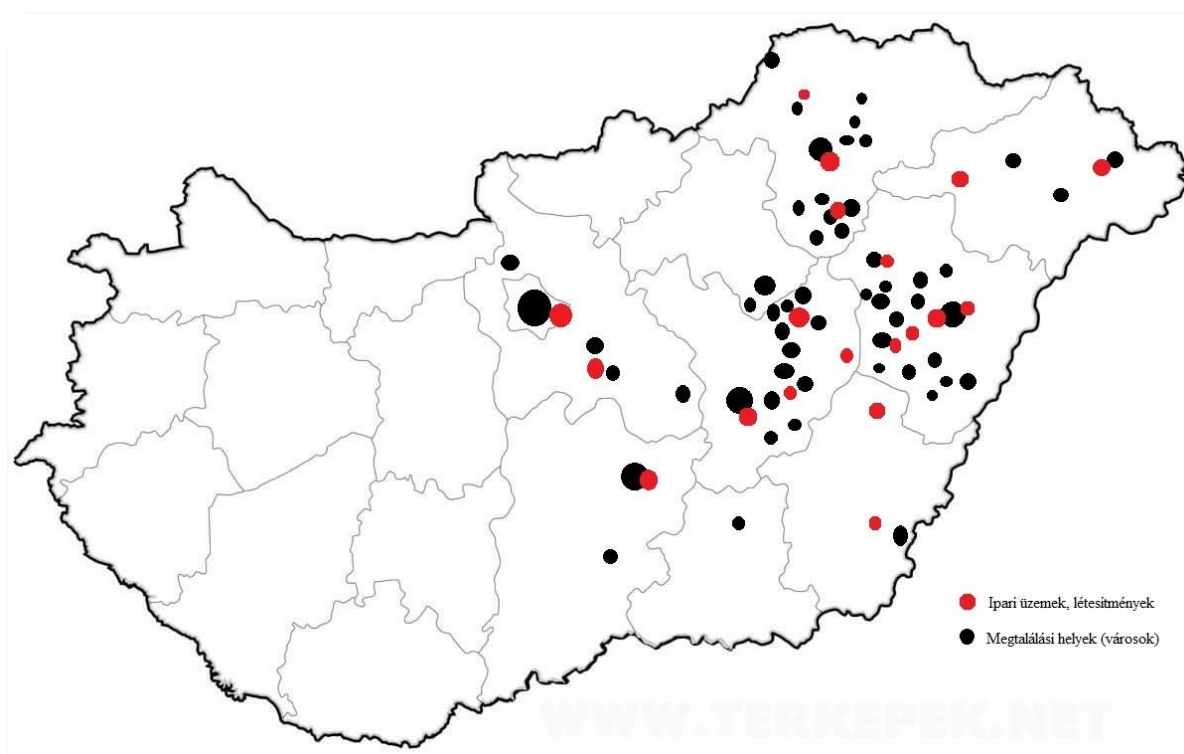
#### **4.1.2. A vizsgálati terület**

Az egyedek változatos területekről származtak Magyarország keleti részéből. Ez kilenc megyére terjed ki: Dél-Alföldi régió: Bács-Kiskun, Békés, Csongrád megye; Észak-Magyarországi régió: Borsod-Abaúj-Zemplén, Heves megye; Észak-Alföldi régió: Hajdú-Bihar, Jász-Nagykun-Szolnok, Szabolcs-Szatmár-Bereg megye; és Közép-Magyarországi régió: Pest megye (18. ábra).

Földrajzi adottságait tekintve változatosak a madarak élő és megtalálási helyei. Az északi részekeken inkább hegyvidéki, erdős élőhelyek találhatóak, amelyeket fokozatosan dél felé haladva az alföldi pusztaság vált fel, szikességekkel, árterekkel, löszhátakkal és homokhátakkal. Vízrajza is eléggé változatos, átszeli a Tisza, a Körös és a Maros, ezek mellett itt található a Tisza-tó, a Hortobágyi halastó, és a szegedi Fehér-tó.

Ezeket a természetes élőhelyeket mezőgazdasági területek, ipari üzemek, létesítmények és települések darabolják fel, amelyek potenciális szennyezőforrásnak tekinthetők az élőlények szempontjából.

Ezek közé tartozó létesítmények: Mol Nyrt. üze­mei: algyői gázüzem és olajipari bázis­telepe, fű­zesgyar­ma­ti gáz­kiemelő telepe, nagyhegyesi földalatti gáztároló, tiszaujvárosi olaj­finomító; Prí­magáz algyői töltőüzeme; Linzer Agro Trade Kft. békéscsabai műtrágyaraktára; TEVA gyó­gyszergyár Zrt., Debrecen; E.ON Hungária Zrt. debreceni erőműve; IKR Rt. kardoskúti műtrágya raktára; Kazincbarcikán, a BC-KC Formalin Kft. vegyipari gyára; valamint a Borsodchem Rt. műanyag gyára. Továbbá itt található még: Agrokémia Kft. nádudvari műtrágyaraktár; Bige Holding Kft., szolnoki vegyipari üzem; Mol Petrolkémiai Zrt., Tiszaujváros; Columbian Tiszai Koromgyártó Zrt., Tiszaujváros; ICN Magyarország Zrt. gyó­gyszeripari vállalat, Tiszavasvári; Hajdúkomm Kft. debreceni hulladékégető; Holcim Hungária Cementipari Zrt., Miskolc. Valamint Kazincbarcika mellett felhagyott bányák zagyterei, Tiszaujvárosnál pedig a Tiszai Vegyi Kombinát zagyterei találhatók.



18.ábra Megtalálási terület (saját ábra)

## **4.2. Analitikai módszer**

### **4.2.1. Vizsgálati minták, laboratóriumi feldolgozás**

A tollmintákból 7 fém (arzén, kadmium, króm, réz, higany, ólom, cink) koncentrációjának meghatározására került sor.

Az analitikai vizsgálatokat az első években az Atkár Tass-pusztai telephelyen működő Károly Róbert Non-profit Kft. végezte, később az Állatorvostudományi Egyetem Állathigiéniai, Állomány-egészségtani és Állatorvosi Etológiai Tanszékének analitikai laboratóriumában történt.

### **4.2.2. A mintafeldolgozás során felhasznált vegyszerek és standardok**

A laboratóriumi műanyag és üveg eszközöket 0,15 M töménységű sósavval (HCl), majd ultratiszta ioncserélt vízzel tisztítottuk.

A minták feltárásához analitikai tisztaságú salétromsavat (HNO<sub>3</sub>) és hidrogén-peroxidot (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), valamint mikrohullámú feltáró készüléket használtunk.

A kalibrációt ICP multi és mono elemes standardokkal végeztük (Perkin Elmer Inc. USA; VWR International Ltd., Anglia). A méréseket 4,6-os tisztaságú argon gáz segítségével hajtottuk végre (Messer Hungarogáz Kft).

### **4.2.3. Minta-előkészítés**

A mintákat ioncserélt vízzel és acetonnal mostuk le, hogy megtisztítsuk a rátapadt külső szennyeződésektől. Ezután minden mintából 0,5 g-ot mértünk a CEM MARS6 MARSXPreSS teflon edényekbe, majd ráértünk 5 ml salétromsavat (69 m/m%) és 5 ml hidrogén-peroxidot (30 m/m%), így indítva el a roncsolási folyamatot, amely 200 °C-on 50 percig tartott, 1700 W-on. Ezután a mintákat 25 ml-re töltöttük fel ultratiszta ioncserélt vízzel, majd kétszeresen hígítottuk őket. A mérés 1 mg/l Y belső standard, valamint 0,25 mg/l Au stabilizátor alkalmazása mellett történt. A mérés pontosságának ellenőrzéséhez a vak és a QC (quality control) minták a nemzetközi standard referencia anyag (NIST-1577C) alkalmazásával ugyanezen eljárással kerültek elkészítésre. A kalibrációs tartomány 0 és 200 mg/kg között volt. A kimutatási határok az egyes fémeknél a következők voltak: As és Hg: 0,2 mg/kg, Cd: 0,02 mg/kg, Cr, Cu és Zn: 0,05 mg/kg, Pb: 0,1 mg/kg.

#### 4.2.4. Analitikai meghatározás

Az induktív csatolású plazma atomemissziós spektrometria (ICP-AES), vagy másik nevén induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometria (ICP-OES) egy műszeres analitikai módszer különböző kémiai elemek vizes és nemvizes oldatokból történő meghatározására.

Molekulák, atomok, ionok gerjesztése történhet elektromágneses úton, láng, ív, szikra, vagy plazma segítségével. Az ily módon gerjesztett atom, ion, vagy molekula alacsonyabb energiaszintre, vagy esetenként alapállapotba kerül vissza miközben elektromágneses sugárzást (foton) bocsát ki. Ez a kisugárzott energia intenzitás függ a mintában lévő elemek koncentrációjától és hullámhossz szerint megoszlik.

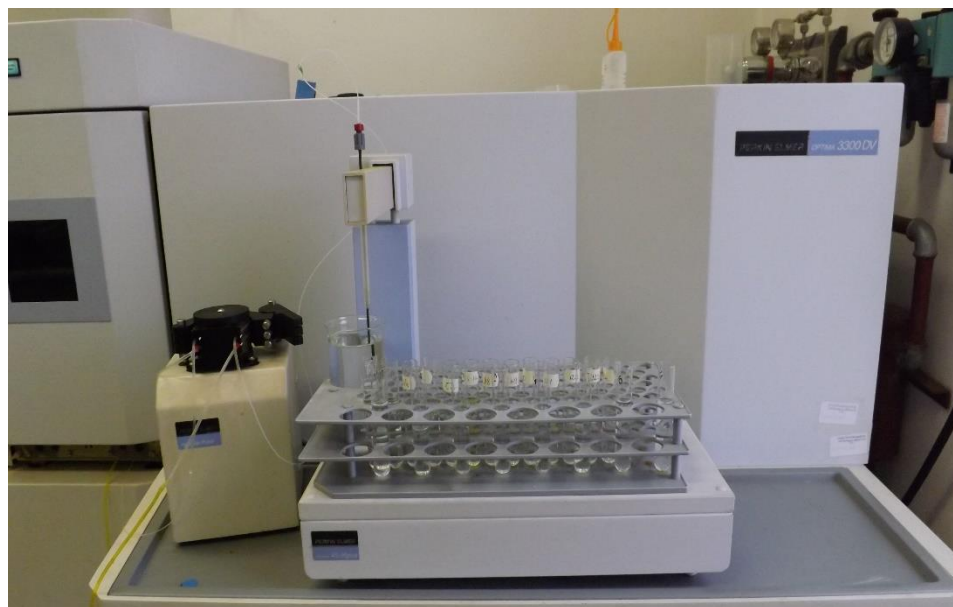
A készülékek legfontosabb egységei: (1) mintabevivő rendszer, (2) induktív csatolású argonplazma és nagyfrekvenciás (RF) generátor, (3) spektrométer és detektor, (4) vezérlő és adatfeldolgozó elektronika és szoftver.

A vizsgálat során a mintaoldatot perisztaltikus pumpa felszívja és továbbítja a porlasztóba, így a mintaoldatból a porlasztórendszerben aeroszol keletkezik, ami a mintagázzal a plazma középpontjában húzódó csatornába jut. A plazmát általában argongázból állítják elő úgy, hogy az áramló argongázban egy Tesla-tekerccsel szikrakisülést hoznak létre. Ebben a nagyfrekvenciás térben az argongáz ionizálódik, és sajátos áramlási mintázat szerint az RF tekercs mágneses mezeje felé áramlik, ahol a töltött részecskék és a semleges argonatomok közötti rugalmatlan ütközések révén stabil, magas hőmérsékletű 7000-10000 K-es plazma alakul ki.

Ezen a nagy hőmérsékleten a minta elpárolog, atomizálódik, valamint ionizálódik, miközben az elemre jellemző karakterisztikus hullámhosszúságú sugárzást bocsát ki. Ez a kibocsátott fény hordozza az analízishez szükséges információt. Mivel az egyes vonalak intenzitását a korábban mért, az elem ismert koncentrációjának megfelelő intenzitásokhoz hasonlítják, a spektrométer által létrehozott spektrumban a színekvonalak azonosíthatók, amelyek hullámhossza a minőségi, intenzitása a mennyiségi analízist lehetővé teszi, és így a mintában levő koncentrációt a kalibráló egyenes extrapolálásával/interpolálásával kiszámolhatjuk (Montaser & Golightly, 1987; Sweedler et al., 1989; Wentink & Carbone, 1994; Boss & Fredeen, 1997; Brenner & Zander, 2000; Luan et al., 2001)



A már előkészített minták fémtartalmának meghatározása Perkin Elmer Optima 8300 DV típusú induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrométer (ICP-OES) készülék segítségével történt (19. ábra). A meghatározás során az alábbi rendszert használtuk:



19. ábra: ICP-OES készülék és a mérésre váró minták (kép: Szemerédy Géza)

#### **Az ICP-OES műszaki paraméterei:**

Típusa:	OPTIMA 3300 DV
Gyártó:	Perkin-Elmer Ltd.
Optikai rendszer:	Echelle-rendszerű, argon gázzal öblített
Hullámhossz tartomány:	165-782 nm
RF generátor:	40 MHz
Detektor:	szilárdtest áramkör detektálás, SCD
Plazma megfigyelés:	axiális, radiális
Porlasztó típusa:	koncentrikus (MeinhardTypeA)
A perisztaltikus pumpacső típusa:	fekete-fekete
Az optikai rendszer felbontása:	normál
Feloldóképesség:	0,007 nm

#### **Az ICP-OES berendezés változtatható paraméterei és beállítási értékei:**

Kicsatolt teljesítmény:	1500 W
Porlasztógáz áramlási sebesség:	0,9 dm <sup>3</sup> /min.
Hűtővíz áramlási sebesség:	1 dm <sup>3</sup> /min.
Segédgáz áramlási sebesség:	0,9 dm <sup>3</sup> /min.
Mintabetáplálás sebessége:	0,9 cm <sup>3</sup> /min.
Plazma megfigyelési magassága:	15 mm

### 4.3. Statisztikai elemzés

A statisztikai kiértékelés SPSS Statistics 25.0 software használatával történt.

#### 4.3.1. Fémkoncentrációk átlagainak csoportok közötti eltérése

Az analitikai vizsgálat során meghatározott fémkoncentrációk átlagértékeinek madárcsoportok közötti összehasonlítása során, Welch-féle ANOVA-t használtunk, mivel a vizsgált csoportok esetében a szóráshomogenitás nem teljesült. További feltétele, hogy a szórások ismeretlenek, és nem feltétel a csoportok egyenlő mérete. Ezzel a próbával az átlagok egyenlősége felmérhető. Amennyiben a próba értéke kisebb, mint 0,05, akkor az eltérést szignifikánsnak tekinthetjük, és ezzel elvetjük a csoportok egyenlő átlagának nullhipotézisét (Reiczigel et al., 2010).

A kapott szignifikáns eltérések alapján, az eltérő varianciák és csoport méretek miatt a csoportok páronkénti összehasonlítását Games-Howell, post-hoc teszttel végeztük. Ebben az esetben is, akkor tekintettük szignifikánsan eltérőnek a párokat, amikor a próba értéke kisebb, mint 0,05.

#### 4.3.2. Korcsoportok és ivarok összehasonlítása

A fiatal és felnőtt egyedek, valamint a tojó és hím egyedek tollából kimutatható fémtartalom összehasonlítására kétmintás t-próbát alkalmaztunk.

A próba alapja két ismeretlen várható érték egymással történő összehasonlítása két populációból vett két független minta alapján. A próba feltétele a változók normális eloszlása, és az ismeretlen, de egymással egyenlő szórás értékek. A nullhipotézis feltételezi, hogy a két átlag közötti különbség egyenlő. A próba elvégzése előtt a szórások egyenlőségét Levene-féle F-

próbával teszteltük. Ha a két vizsgált csoportban a szórások megegyeznek, vagyis az F-próba nem adott szignifikáns eltérést, vagyis a szignifikancia szintje nagyobb, mint 0,05, akkor az SPSS software által kiadott táblázat felső sorának adatait vesszük figyelembe, mivel ez a tényleges kétmintás t-próba. Ha a szórások különböznek, vagyis az F-próba szignifikáns (a szignifikancia szintje kisebb, mint 0,05), akkor az alsó sort, a Welch-féle d-próba eredményét kell figyelembe venni. Abban az esetben, ha 0,05-nél nagyobb értéket jelez a kétmintás t-próba, megtartjuk a nullhipotézist, miszerint a vizsgált minták között nincs szignifikáns eltérés. Ha 0,05-nél kisebb az érték, akkor az ellenhipotézist tartjuk meg, hogy van szignifikáns eltérés a minták között (Reiczigel et al., 2010; http30).

#### **4.3.3. Táplálkozási csoportok közötti összehasonlítás**

Mivel a különböző táplálkozási csoportok között nem normális az eloszlás, Kruskal-Wallis tesztet alkalmaztunk. A Kruskal-Wallis próba egy nem paraméteres eljárás, amellyel tesztelhető, hogy az adott mintacsoportok között van-e statisztikailag szignifikáns eltérés. Kettő vagy kettőnél több egymástól független csoport egy változó szerinti összehasonlítására alkalmazzák, a minta csoportoknál nem feltétel az azonos elemszám. A teszt szignifikancia szintje 0,05. Az ennél kisebb érték esetén, elutasítjuk a nullhipotézist, amely szerint nincs eltérés a csoportok között. Fontos tudni, hogy több csoport esetén, a kapott statisztikailag szignifikáns eredmény csak azt mutatja meg, hogy legalább két csoport között van szignifikáns eltérés a vizsgált változót illetően.

Annak vizsgálatára, hogy mely csoportok között és milyen szintű eltérés van, a páronkénti összehasonlítást Bonferroni módszerrel végeztük, 0,05-ös szignifikancia szinten, mivel ez a próba jól alkalmazható, ha kettőnél több csoportot hasonlítunk össze. A szignifikancia szint a vizsgált párok számától is függ, és viszonylag kevés számú pár esetén ad érvényes eredményt (Reiczigel et al., 2010; http31).

#### **4.3.4. A vizsgált fémek koncentrációja közötti korreláció megállapítása**

A fémek koncentrációja közötti korreláció meghatározására Spearman-féle rangkorrelációs együtthatót számoltunk ki. A korrelációs számítás során két véletlen változó közötti szimmetrikus kapcsolat meghatározását végezzük. Kétféle korrelációs kapcsolatot különböztetünk meg, ha a két változó (X,Y) esetén kis X értékekhez kis Y értékek, vagy nagy X értékekhez nagy Y értékek tartoznak, akkor pozitív kapcsolat áll fenn, ha kis X értékekhez nagy Y értékek, vagy nagy X

értékhez kis Y értékek, akkor negatív kapcsolatról beszélünk. Nem lineáris, de monoton kapcsolatok esetén alkalmazható a Spearman-féle rangkorrelációs együttható. Értéke -1 és +1 között van, -1 körüli érték erősen negatív, 0 körüli érték gyenge, +1-hez közeli érték erős pozitív kapcsolatra utal. A szignifikancia szint 0,05. Ennél kisebb érték esetén elvetjük a nullhipotézist, hogy a kapcsolat a két változónk között a véletlen műve (Reiczigel et al., 2010).

## 5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

### 5.1. Alapadatok

Az ICP-OES vizsgálat során a különböző vizsgált csoportokba tartozó egyedek tollmintáiból meghatározott nehézfém-koncentrációjának számított átlag és szórás értékei az 1-9. táblázatokban láthatóak. A kiugró értékeket nem vettük figyelembe az átlagok számításánál, de a nyers adatokat tartalmazó 1. mellékletben jelöltük.

1. táblázat A Varjú csoportba tartozó egyedek tollmintáiból meghatározott átlagos nehézfém-koncentrációk (mg/kg)

Varjú(n=32)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
<b>Átlag</b>	NA	0,14	0,89	30,50	0,35	2,96	132,00
<b>Szórás</b>	NA	0,06	0,47	15,62	0,16	2,74	40,17

2. táblázat Az Ölyv csoportba tartozó egyedek tollmintáiból meghatározott átlagos nehézfém-koncentrációk (mg/kg)

Ölyv (n=40)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
<b>Átlag</b>	NA	0,09	0,93	34,74	0,69	0,99	109,16
<b>Szórás</b>	NA	0,03	0,64	10,75	0,37	0,61	28,30

3. táblázat A Karvaly csoportba tartozó egyedek tollmintáiból meghatározott átlagos nehézfém-koncentrációk (mg/kg)

<b>Karvaly(n=9)</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	NA	0,13	1,29	55,85	2,40	1,64	132,56
<b>Szórás</b>	NA	0,08	0,69	16,67	1,23	0,80	19,17

NA=nincs adat

4. táblázat A Gólya csoportba tartozó egyedek tollmintáiból meghatározott átlagos nehézfém-koncentrációk (mg/kg)

<b>Gólya(n=12)</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	NA	0,40	0,70	25,56	0,50	0,90	74,75
<b>Szórás</b>	NA	0,26	0,36	10,18	0,22	0,60	25,54

NA=nincs adat

5. táblázat A Bagoly csoportba tartozó egyedek tollmintáiból meghatározott átlagos nehézfém-koncentrációk (mg/kg)

<b>Bagoly (n=32)</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	0,42	0,09	1,09	37,65	0,62	2,28	160,20
<b>Szórás</b>	0,28	0,04	0,74	24,80	0,36	1,46	51,53

6. táblázat A Kuvik csoportba tartozó egyedek tollmintáiból meghatározott átlagos nehézfém-koncentrációk (mg/kg)

<b>Kuvik (n=9)</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	0,53	0,10	0,84	13,78	0,54	1,66	115,04
<b>Szórás</b>	0,17	0,03	0,39	6,38	0,21	0,54	20,44

7. táblázat A Vércse csoportba tartozó egyedek tollmintáiból meghatározott átlagos nehézfém-koncentrációk (mg/kg)

Vércse(n=10)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Átlag	NA	0,27	0,99	30,55	0,52	0,95	146,69
Szórás	NA	0,21	0,35	12,51	0,32	0,18	82,67

8. táblázat A Galamb csoportba tartozó egyedek tollmintáiból meghatározott átlagos nehézfém-koncentrációk (mg/kg)

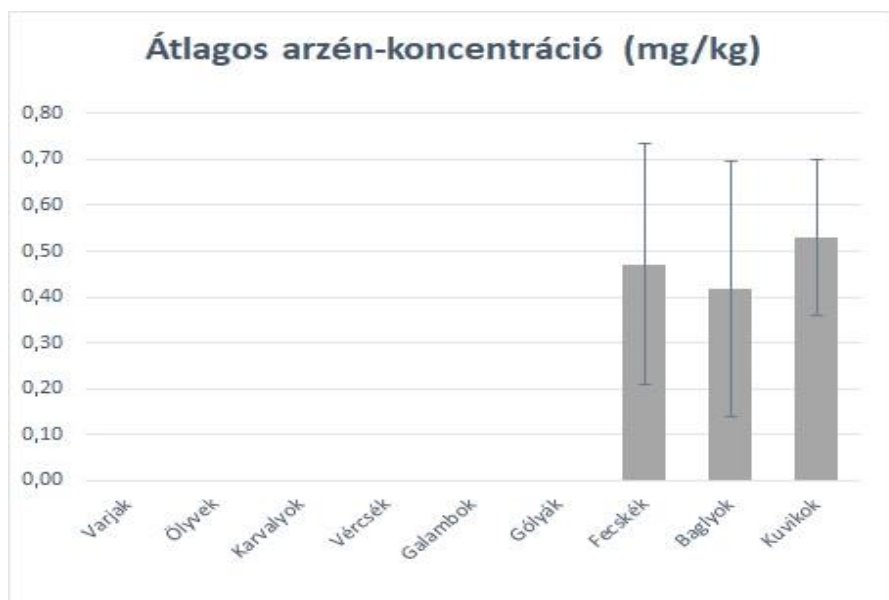
Galambok(n=32)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Átlag	NA	0,17	0,80	27,17	NA	0,83	87,35
Szórás	NA	0,11	0,62	12,17	NA	0,40	14,67

9. táblázat A Fecske csoportba tartozó egyedek tollmintáiból meghatározott átlagos nehézfém-koncentrációk (mg/kg)

Fecske(n=19)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Átlag	0,47	0,10	1,10	23,46	0,66	3,22	119,56
Szórás	0,26	0,06	0,67	18,74	0,36	1,85	34,67

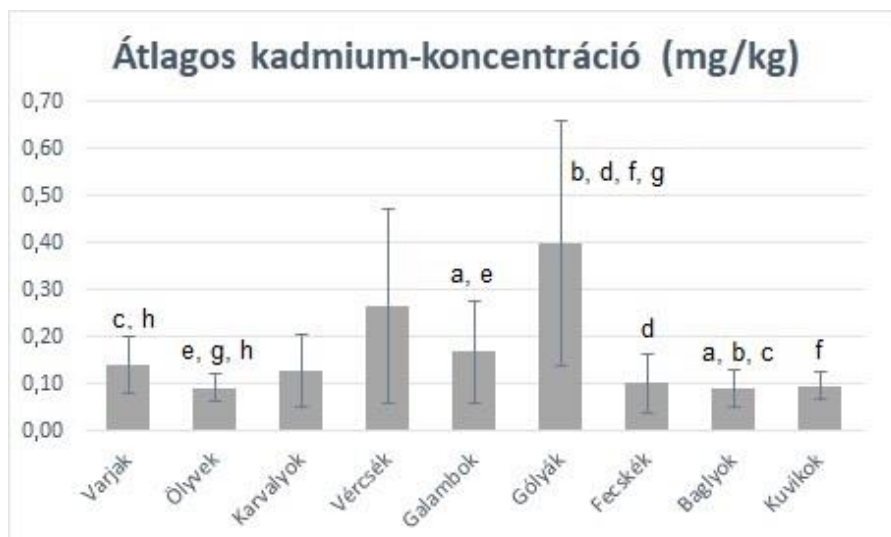
## 5.2. A fémek megoszlása az egyes csoportokban

A tollmintákban mért átlagos fém koncentrációk fémek szerinti csoportosítása a 20-26. ábrán látható.



20. ábra Átlagos arzén-koncentráció a különböző csoportokban

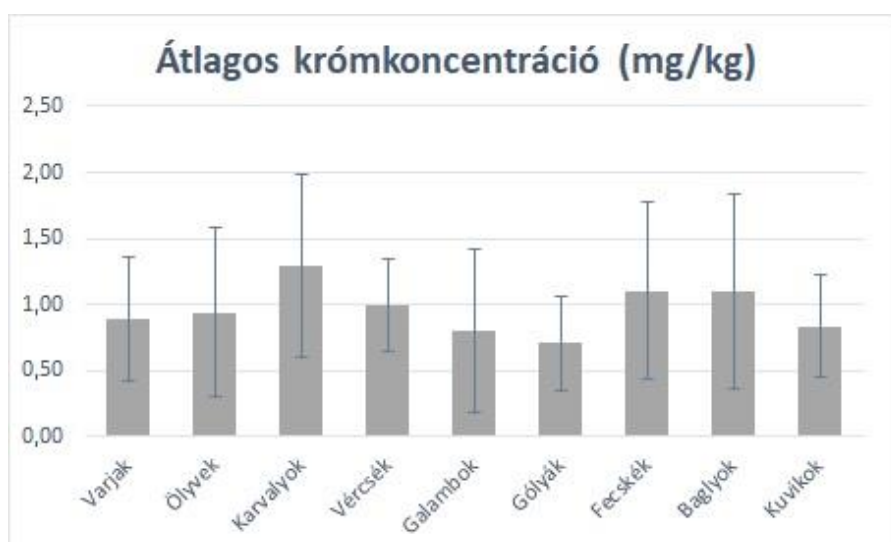
A három csoport között a legmagasabb átlagkoncentráció a Kuvikokban ( $0,53 \pm 0,17$  mg/kg) volt mérhető, de a meghatározott átlagértékek szignifikánsan nem különböznek egymástól.



21. ábra Átlagos kadmium-koncentráció a különböző csoportokban

a: Baglyok-Galambok ( $p=0,043$ ); b: Baglyok-Gólyák ( $p=0,03$ ); c: Baglyok-Varjak ( $p=0,013$ ); d: Fecskék-Gólyák ( $p=0,039$ ); e: Galambok-Ölyvek ( $p=0,034$ ); f: Gólyák-Kuvikok ( $p=0,033$ ); g: Gólyák-Ölyvek ( $p=0,03$ ); h: Ölyvek-Varjak ( $p=0,003$ )

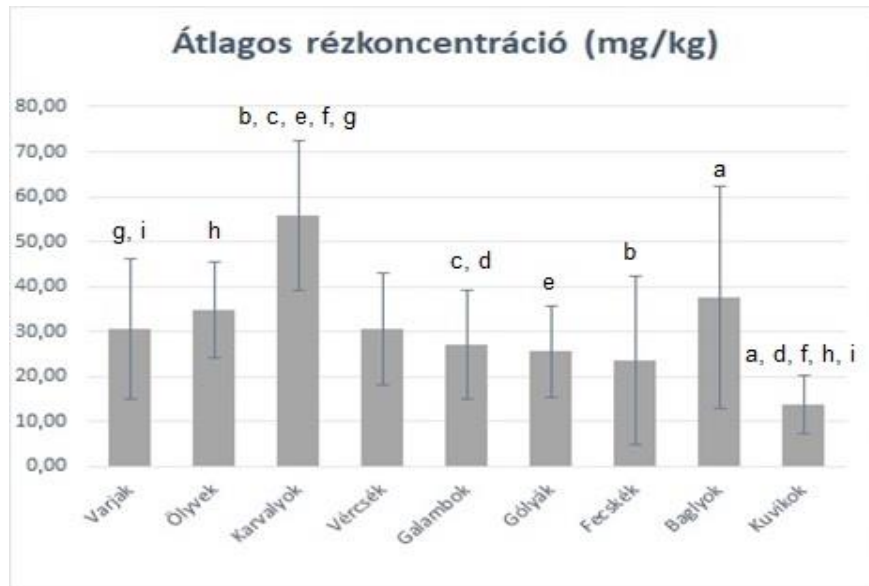
A csoportok között a legmagasabb átlagkoncentráció a Gólyákban volt mérhető ( $0,4 \pm 0,26$  mg/kg), és szignifikáns eltérések a következő esetekben állnak fenn: Baglyok-Galambok ( $p=0,043$ ); Baglyok-Gólyák ( $p=0,03$ ); Baglyok-Varjak ( $p=0,013$ ); Fecskék-Gólyák ( $p=0,039$ ); Galambok-Ölyvek ( $p=0,034$ ); Gólyák-Kuvikok ( $p=0,033$ ); Gólyák-Ölyvek ( $p=0,03$ ); Ölyvek-Varjak ( $p=0,003$ ).



22. ábra Átlagos krómkoncentráció a különböző csoportokban



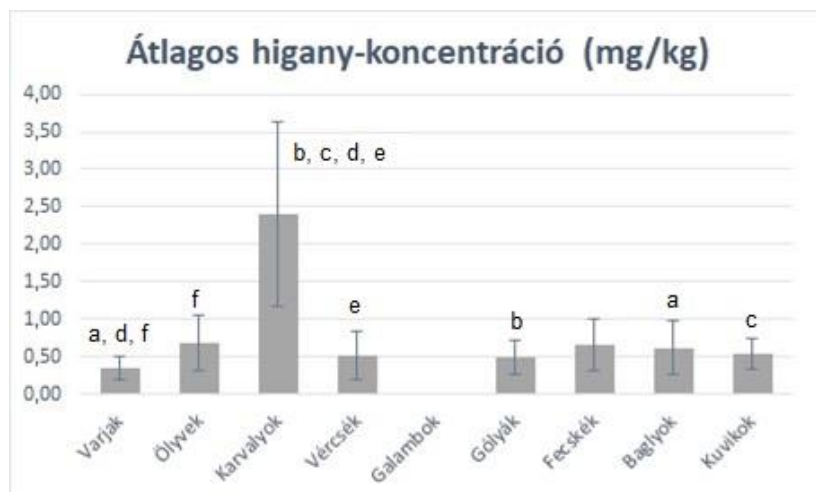
A vizsgált csoportokban meghatározott átlag krómkoncentrációk közül a legmagasabb a Karvalyokból volt kimutatható ( $1,29 \pm 0,69$  mg/kg), de a kapott eredmények szignifikánsan nem különböznek egymástól.



23. ábra Átlagos rézkoncentráció a különböző csoportokban

a: Baglyok-Kuvikok ( $p=0,001$ ); b: Fecskék-Karvalyok ( $p=0,011$ ); c: Galambok-Karvalyok ( $p=0,022$ ); d: Galambok-Kuvikok ( $p=0,025$ ); e: Gólyák-Karvalyok ( $p=0,016$ ); f: Karvalyok-Kuvikok ( $p=0,002$ ); g: Karvalyok-Varjak ( $p=0,046$ ); h: Kuvikok-Ölyvek ( $p=0,000$ ); i: Kuvikok-Varjak ( $p=0,006$ )

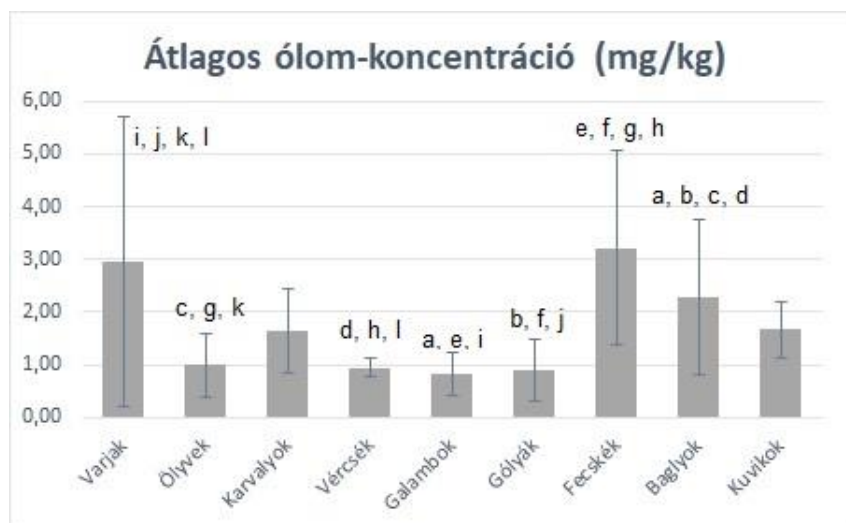
A csoportok között a legmagasabb átlagkoncentráció a Karvalyokban volt mérhető ( $55,85 \pm 16,67$  mg/kg), és szignifikáns eltérések a következő esetekben állnak fenn: Baglyok-Kuvikok ( $p=0,001$ ); Fecskék-Karvalyok ( $p=0,011$ ); Galambok-Karvalyok ( $p=0,022$ ); Galambok-Kuvikok ( $p=0,025$ ); Gólyák-Karvalyok ( $p=0,016$ ); Karvalyok-Kuvikok ( $p=0,002$ ); Karvalyok-Varjak ( $p=0,046$ ); Kuvikok-Ölyvek ( $p=0,000$ ); Kuvikok-Varjak ( $p=0,006$ )



24. ábra Átlagos higany-koncentráció a különböző csoportokban

a: Baglyok-Varjak ( $p=0,025$ ); b: Gólyák-Karvalyok ( $p=0,043$ ); c: Karvalyok-Kuvikok ( $p=0,048$ ); d: Karvalyok-Varjak ( $p=0,03$ ); e: Karvalyok-Vércsék ( $p=0,045$ ); f: Ölyvek-Varjak ( $p=0,000$ )

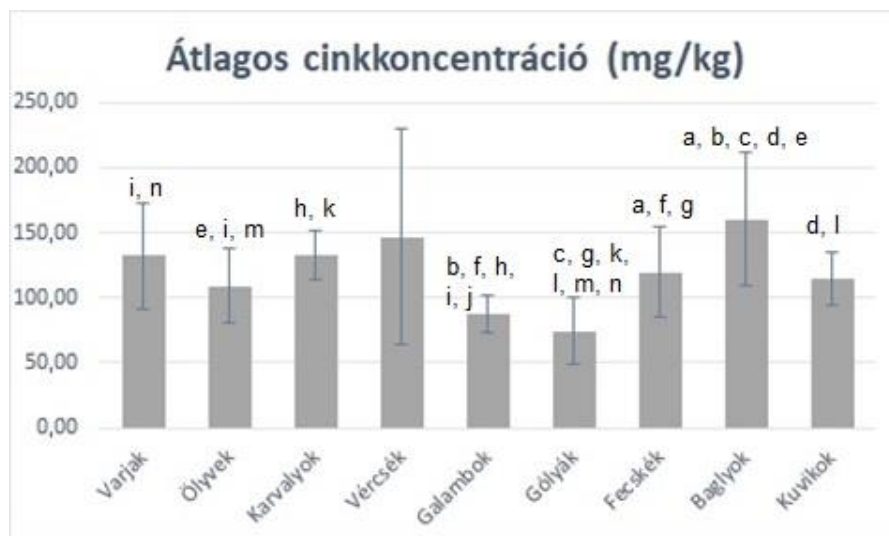
A csoportok közül a legmagasabb a higany-koncentráció a Karvalyokból volt kimutatható ( $2,4 \pm 1,23$  mg/kg). Szignifikáns eltérések a következő esetekben állnak fenn: Baglyok-Varjak ( $p=0,025$ ); Gólyák-Karvalyok ( $p=0,043$ ); Karvalyok-Kuvikok ( $p=0,048$ ); Karvalyok-Varjak ( $p=0,03$ ); Karvalyok-Vércsék ( $p=0,045$ ); Ölyvek-Varjak ( $p=0,000$ )



25. ábra Átlagos ólom-koncentráció a különböző csoportokban

a: Baglyok-Galambok ( $p=0,000$ ); b: Baglyok-Gólyák ( $p=0,003$ ); c: Baglyok-Ölyvek ( $p=0,001$ ); d: Baglyok-Vércsék ( $p=0,001$ ); e: Fecskék-Galambok ( $p=0,001$ ); f: Fecskék-Gólyák ( $p=0,002$ ); g: Fecskék-Ölyvek ( $p=0,003$ ); h: Fecskék-Vércsék ( $p=0,002$ ); i: Galambok-Varjak ( $p=0,004$ ); j: Gólyák-Varjak ( $p=0,010$ ); k: Ölyvek-Varjak ( $p=0,011$ ); l: Varjak-Vércsék ( $p=0,009$ )

A csoportok közül a legmagasabb ólom-koncentrációkat a Fecskék és a Varjak tollaiban mértük ( $3,22 \pm 1,85$  és  $2,96 \pm 2,74$  mg/kg). A csoportok között szignifikáns eltérések a következő esetekben állnak fenn: Baglyok-Galambok ( $p=0,000$ ); Baglyok-Gólyák ( $p=0,003$ ); Baglyok-Ölyvek ( $p=0,001$ ); Baglyok-Vércsék ( $p=0,001$ ); Fecskék-Galambok ( $p=0,001$ ); Fecskék-Gólyák ( $p=0,002$ ); Fecskék-Ölyvek ( $p=0,003$ ); Fecskék-Vércsék ( $p=0,002$ ); Galambok-Varjak ( $p=0,004$ ); Gólyák-Varjak ( $p=0,010$ ); Ölyvek-Varjak ( $p=0,011$ ); Varjak-Vércsék ( $p=0,009$ )



26. ábra Átlagos cinkkoncentráció a különböző csoportokban

a: Baglyok-Fecskék ( $p=0,044$ ); b: Baglyok-Galambok ( $p=0,000$ ); c: Baglyok-Gólyák ( $p=0,000$ ); d: Baglyok-Kuvikok ( $p=0,013$ ); e: Baglyok-Ölyvek ( $p=0,000$ ); f: Fecskék-Galambok ( $p=0,025$ ); g: Fecskék-Gólyák ( $p=0,009$ ); h: Galambok-Karvalyok ( $p=0,001$ ); i: Galambok-Ölyvek ( $p=0,003$ ); j: Galambok-Varjak ( $p=0,000$ ); k: Gólyák-Karvalyok ( $p=0,000$ ); l: Gólyák-Kuvikok ( $p=0,022$ ); m: Gólyák-Ölyvek ( $p=0,017$ ); n: Gólyák-Varjak ( $p=0,000$ )

A csoportok közül a legmagasabb cinkkoncentrációt a Baglyok tollaiban mértük ( $160,2 \pm 51,53$  mg/kg). A csoportok között szignifikáns eltérések a következő esetekben állnak fenn: Baglyok-Fecskék ( $p=0,044$ ); Baglyok-Galambok ( $p=0,000$ ); Baglyok-Gólyák ( $p=0,000$ ); Baglyok-Kuvikok ( $p=0,013$ ); Baglyok-Ölyvek ( $p=0,000$ ); Fecskék-Galambok ( $p=0,025$ ); Fecskék-Gólyák ( $p=0,009$ ); Galambok-Karvalyok ( $p=0,001$ ); Galambok-Ölyvek ( $p=0,003$ ); Galambok-Varjak ( $p=0,000$ ); Gólyák-Karvalyok ( $p=0,000$ ); Gólyák-Kuvikok ( $p=0,022$ ); Gólyák-Ölyvek ( $p=0,017$ ); Gólyák-Varjak ( $p=0,000$ )

### 5.3. Kor szerinti összehasonlítás

Megvizsgáltuk, hogy az egyes csoportokon belül a különböző korcsoportok (felnőtt és fiatal egyedek) közötti átlagos fémtartalom szignifikánsan eltérést mutat-e. Három csoportban volt elegendő adat az egyedek korára vonatkozóan ahhoz, hogy statisztikai próbát végezhessünk. Ide tartoznak a Bagoly, az Ölyv és a Varjú csoportból származó egyedek (10. táblázat).

10. táblázat A meghatározott nehézfém-koncentrációk korcsoportonkénti átlagai és szórásai (mg/kg)

<b>Felnőtt Bagoly(n=13)</b>							
	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	NA	0,10	1,18	34,41	0,53	2,23	159,11
<b>Szórás</b>	NA	0,05	0,66	22,23	0,19	1,57	46,11
<b>Fiatal Bagoly(n=9)</b>							
	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	NA	0,09	0,91	26,62	0,64	2,33	124,03
<b>Szórás</b>	NA	0,02	0,50	22,25	0,40	1,77	32,92
<b>Felnőtt Varjú (n=15)</b>							
	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	NA	0,14	0,98	27,24	0,35	3,17	141,17
<b>Szórás</b>	NA	0,06	0,43	15,11	0,15	2,53	40,37
<b>Fiatal Varjú(n=7)</b>							
	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	NA	0,14	0,87	29,96	0,42	3,40	101,69
<b>Szórás</b>	NA	0,10	0,69	19,76	0,08	3,46	28,44
<b>Felnőtt Ölyv (n=15)</b>							
	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	NA	0,09	0,86	34,26	0,78	1,11	112,20
<b>Szórás</b>	NA	0,03	0,48	9,98	0,36	0,65	27,31

Fiatal Ölyv (n=15)							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
<b>Átlag</b>	NA	0,09	1,04	35,73	0,66	0,93	144,58
<b>Szórás</b>	NA	0,03	0,73	11,55	0,31	0,63	154,83

Az eredmények kiértékelését kétmintás t-próbával végeztük, amelynek eredménye a 11. táblázatban látható.

11. táblázat Korcsoportok összehasonlítása

Madár csoportok	F-próba a varianciák egyenlőségére		t-próba az átlagok egyenlőségére				
	F	Szig.	t	df	Szig. (2-oldalú)		
<b>Bagoly</b>	Cd	Egyenlő varianciák	0,01	0,93	1,11	19,00	0,28
		Eltérő varianciák			1,14	16,34	0,27
	Cr	Egyenlő varianciák	4,38	0,05	1,03	20,00	0,31
		Eltérő varianciák			1,09	19,75	0,29
	Cu	Egyenlő varianciák	0,47	0,50	0,81	20,00	0,43
		Eltérő varianciák			0,81	17,35	0,43
	Hg	Egyenlő varianciák	5,28	0,03	-0,79	17,00	0,44
		Eltérő varianciák			-0,66	7,61	0,53
	Pb	Egyenlő varianciák	0,06	0,81	-0,14	20,00	0,89
		Eltérő varianciák			-0,14	15,96	0,89
	Zn	Egyenlő varianciák	1,83	0,19	1,96	20,00	0,06
		Eltérő varianciák			2,08	19,95	0,05
<b>Ölyv</b>	Cd	Egyenlő varianciák	2,38	0,13	1,35	28,00	0,19
		Eltérő varianciák			1,35	23,99	0,19
	Cr	Egyenlő varianciák	2,15	0,15	0,50	28,00	0,62
		Eltérő varianciák			0,50	25,06	0,62
	Cu	Egyenlő varianciák	2,86	0,10	-1,06	28,00	0,30
		Eltérő varianciák			-1,06	14,78	0,30

11. táblázat Korcsoportok összehasonlítása (folytatás)

Madár csoportok			F-próba a varianciák egyenlőségére		t-próba az átlagok egyenlőségére		
			F	Szig.	t	df	Szig. (2-oldalú)
Ölyv	Hg	Egyenlő varianciák	0,02	0,88	0,83	21,00	0,41
		Eltérő varianciák			0,83	20,02	0,42
	Pb	Egyenlő varianciák	2,45	0,13	-0,40	28,00	0,69
		Eltérő varianciák			-0,40	16,42	0,69
	Zn	Egyenlő varianciák	3,03	0,09	-0,80	28,00	0,43
		Eltérő varianciák			-0,80	14,87	0,44
Varjú	Cd	Egyenlő varianciák	3,81	0,07	-0,01	20,00	0,99
		Eltérő varianciák			-0,01	7,97	0,99
	Cr	Egyenlő varianciák	0,34	0,57	0,45	20,00	0,66
		Eltérő varianciák			0,38	8,22	0,72
	Cu	Egyenlő varianciák	0,78	0,39	-0,36	20,00	0,72
		Eltérő varianciák			-0,32	9,42	0,75
	Hg	Egyenlő varianciák	8,04	0,01	-1,03	17,00	0,32
		Eltérő varianciák			-1,29	16,69	0,21
	Pb	Egyenlő varianciák	0,00	0,99	0,31	20,00	0,76
		Eltérő varianciák			0,32	13,00	0,75
	Zn	Egyenlő varianciák	1,41	0,25	2,32	20,00	<b>0,03</b>
		Eltérő varianciák			2,64	16,38	<b>0,02</b>

Az Anyag és módszer fejezetben kifejtett részletek alapján, a kapott eredményeink közül (sárgával jelölve) egy esetben, a Varjú csoportban a cink esetében fordult elő szignifikáns eltérés a fiatal és felnőtt egyedek között.

## 5.4. Ivar szerinti összehasonlítás

A korcsoportokon túl megvizsgáltuk, hogy az egyes csoportokon belül a különböző ivarok (tojók és hímek) átlagos fémtartalma egymáshoz viszonyítva mutat-e szignifikáns eltérést. Két csoportban volt elegendő ivar adat az egyedekről a statisztikai próba elvégzéséhez.

Ide tartoznak a Bagoly és Ölyvcsoportba tartozó egyedek (12. táblázat).

12. táblázat A meghatározott nehézfém-koncentrációk csoportokon belüli ivar szerinti átlagai és szórásai (mg/kg)

<b>Tojó Bagoly(n=12)</b>							
	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	NA	0,07	1,10	29,14	0,65	1,51	153,19
<b>Szórás</b>	NA	0,03	0,98	21,95	0,40	1,00	51,93
<b>Hím Bagoly(n=12)</b>							
	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	NA	0,09	1,19	35,26	0,41	2,21	149,81
<b>Szórás</b>	NA	0,03	0,66	22,34	0,10	0,94	35,40
<b>Tojó Ölyv (n=14)</b>							
	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	NA	0,10	1,02	33,13	0,59	1,32	150,93
<b>Szórás</b>	NA	0,03	0,67	13,20	0,37	0,70	158,89
<b>Hím Ölyv (n=14)</b>							
	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Átlag</b>	NA	0,08	0,89	35,66	0,80	0,80	113,00
<b>Szórás</b>	NA	0,02	0,53	7,77	0,29	0,48	28,27

Az eredmények kiértékelését ebben az esetben is kétmintás t-próbával végeztük, amelynek eredménye a 13. táblázatban van feltüntetve.

13. táblázat Csoportok ivar szerinti összehasonlítása

			F-próba a varianciák egyenlőségére		t-próba az átlagok egyenlőségére		
			F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)
Madár csoportok							
Bagoly	Cd	Egyenlő varianciák	0,69	0,42	-0,34	22,00	0,74
		Eltérő varianciák			-0,34	20,94	0,74
	Cr	Egyenlő varianciák	3,54	0,07	-0,26	22,00	0,79
		Eltérő varianciák			-0,26	19,23	0,79
	Cu	Egyenlő varianciák	0,18	0,67	-0,68	22,00	0,51
		Eltérő varianciák			-0,68	21,99	0,51
	Hg	Egyenlő varianciák	3,37	0,08	1,82	20,00	0,08
		Eltérő varianciák			1,98	12,66	0,07
	Pb	Egyenlő varianciák	0,01	0,93	-1,75	22,00	0,09
		Eltérő varianciák			-1,75	21,90	0,09
	Zn	Egyenlő varianciák	3,31	0,08	0,19	22,00	0,85
		Eltérő varianciák			0,19	19,41	0,85
Ölyv	Cd	Egyenlő varianciák	1,95	0,17	0,69	26,00	0,50
		Eltérő varianciák			0,69	20,47	0,50
	Cr	Egyenlő varianciák	0,36	0,56	0,11	26,00	0,91
		Eltérő varianciák			0,11	25,03	0,91
	Cu	Egyenlő varianciák	3,16	0,09	0,82	26,00	0,42
		Eltérő varianciák			0,82	13,40	0,43
	Hg	Egyenlő varianciák	0,08	0,78	-1,35	19,00	0,19
		Eltérő varianciák			-1,44	17,82	0,17
	Pb	Egyenlő varianciák	3,06	0,09	1,63	26,00	0,12
		Eltérő varianciák			1,63	14,25	0,13
	Zn	Egyenlő varianciák	2,84	0,10	0,88	26,00	0,39
		Eltérő varianciák			0,88	13,82	0,39



A kapott eredményeink közül egy esetben sem volt megállapítható statisztikailag szignifikáns eltérés a tojó és hím egyedek tollaiban mérhető fém koncentrációk tekintetében.

## 5.5. Táplálkozás szerinti összehasonlítás

A vizsgált családokat táplálkozásuk szerint csoportosítottuk, az alábbiak szerint:

Ragadozó: Bagoly, Ölyv, Vércse, Kuvik, Karvaly

Mindenevő: Varjú, Galamb, Gólya

Rovarevő: Fecske

Mivel az egyes táplálkozási csoportokban az eloszlás nem volt normális, Kruskal-Wallis tesztet használtunk. A páronkénti összehasonlításhoz Bonferroni-korrekciót alkalmaztunk.

A Kruskal-Wallis teszt alapján a Cd, Cu, Hg, Pb, Zn esetében volt szignifikáns eltérés (sárgával jelölve), így ezen csoportok összehasonlítását végeztük el a táplálkozási csoportok között az alábbiak szerint (27. ábra és 14. táblázat).

	Null Hypothesis	Test	Sig.	Decision
1	The distribution of As <sub>i</sub> is the same across categories of Taplakozas2.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,848	Retain the null hypothesis.
2	The distribution of Cd <sub>i</sub> is the same across categories of Taplakozas2.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,000	Reject the null hypothesis.
3	The distribution of Cr <sub>i</sub> is the same across categories of Taplakozas2.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,859	Retain the null hypothesis.
4	The distribution of Cu <sub>i</sub> is the same across categories of Taplakozas2.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,000	Reject the null hypothesis.
5	The distribution of Hg <sub>i</sub> is the same across categories of Taplakozas2.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,000	Reject the null hypothesis.
6	The distribution of Pb <sub>i</sub> is the same across categories of Taplakozas2.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,003	Reject the null hypothesis.
7	The distribution of Zn <sub>i</sub> is the same across categories of Taplakozas2.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,000	Reject the null hypothesis.

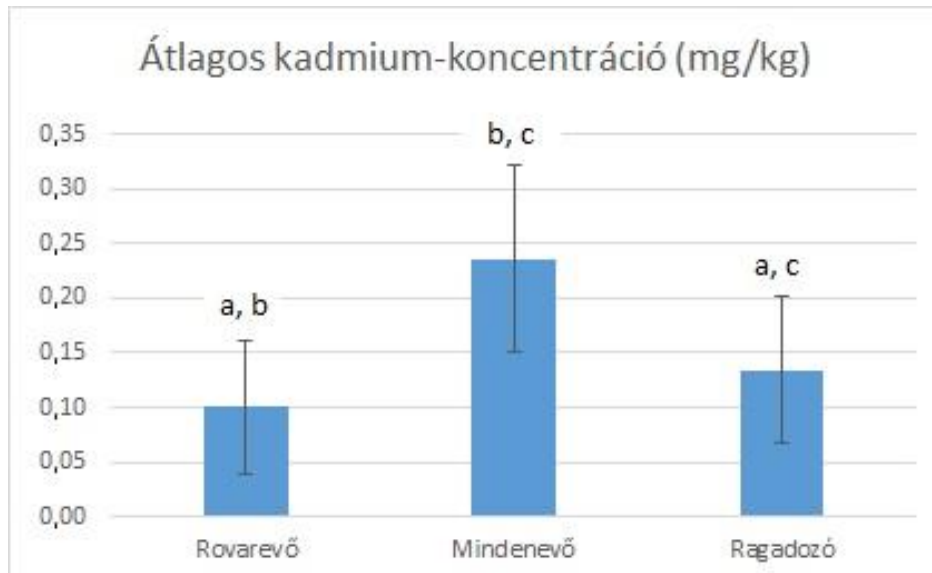
Asymptotic significances are displayed. The significance level is ,05.

27.ábra A Kruskal-Wallis teszt eredménye a táplálkozási csoportokra vonatkozóan

14. táblázat Csoportok táplálkozás szerinti összehasonlítása a Bonferroni módszerrel

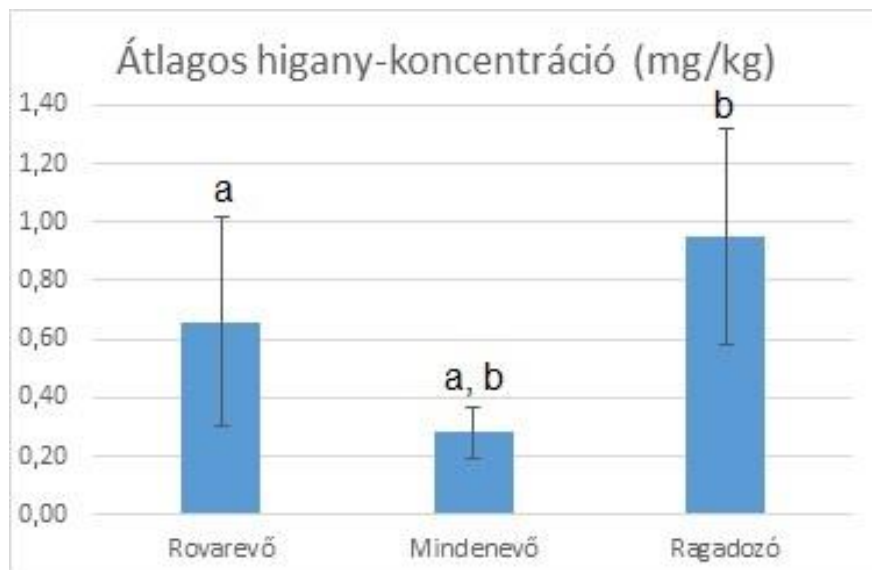
Cd		p érték
	Rovarevő-Ragadozó	<b>0,01</b>
	Rovaervő-Mindenevő	<b>0,00</b>
	Ragadozó-Mindenevő	<b>0,00</b>
Cu	Rovarevő-Ragadozó	<b>0,00</b>
	Rovarevő-Mindenevő	0,23
	Ragadozó-Mindenevő	<b>0,01</b>
Hg	Rovarevő-Ragadozó	1
	Rovarevő -Mindenevő	<b>0,00</b>
	Ragadozó-Mindenevő	<b>0,00</b>
Pb	Rovarevő-Ragadozó	<b>0,01</b>
	Rovarevő-Mindenevő	<b>0,00</b>
	Ragadozó-Mindenevő	1
Zn	Rovarevő-Ragadozó	1
	Rovarevő-Mindenevő	0,219
	Ragadozó-Mindenevő	<b>0</b>

A 14. táblázatban, valamint a 28-32. ábrákon feltüntetett adatok között látszik, hogy szignifikáns eltérés van több esetben is.



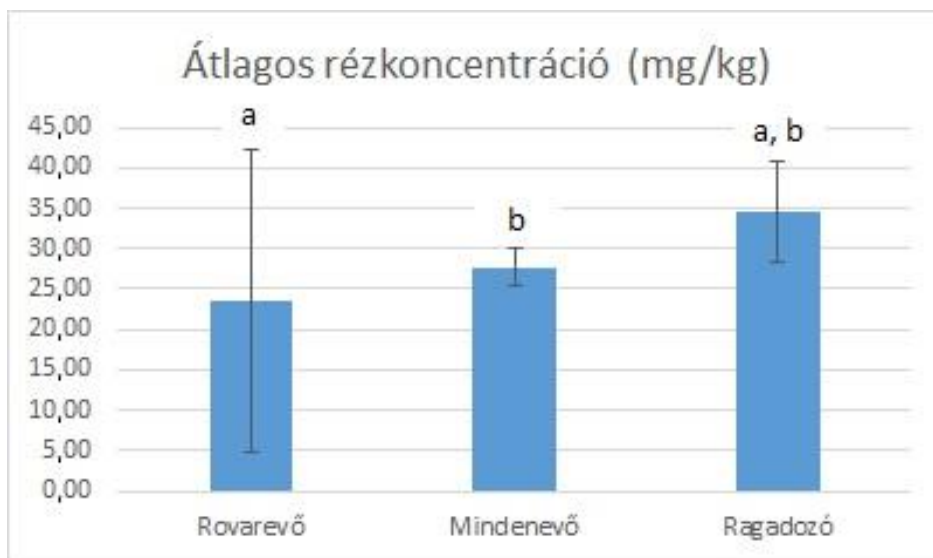
28.ábra Átlagos kadmium-koncentráció táplálkozási csoportokra vonatkozóan

a: Rovarevő-Ragadozó  $p=0,01$ ; b: Rovaevő-Mindenevő  $p=0,00$ ; c: Ragadozó-Mindenevő  $p=0,00$



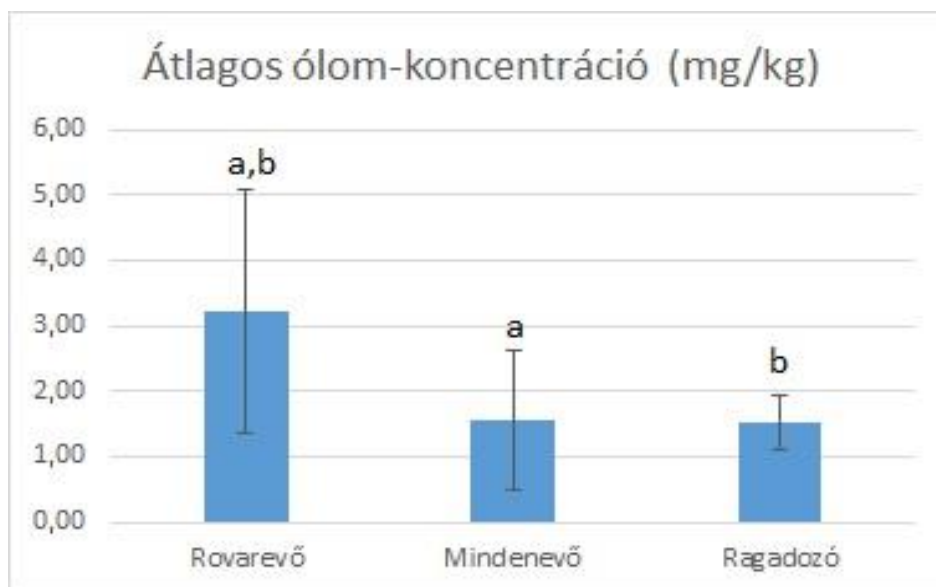
29.ábra Átlagos higany-koncentráció táplálkozási csoportokra vonatkozóan

a: Rovarevő-Mindenevő  $p=0,00$ ; b: Ragadozó-Mindenevő  $p=0,00$



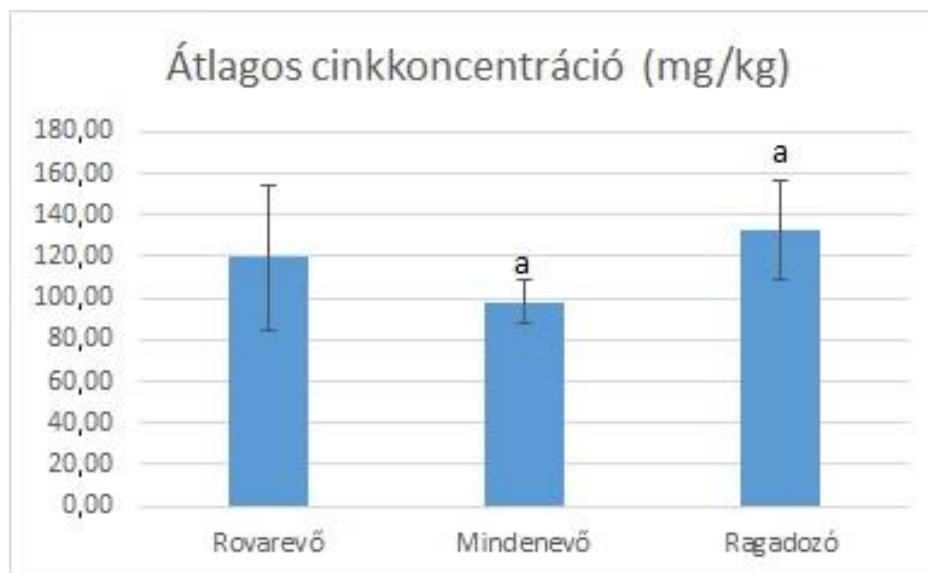
30.ábra Átlagos rézkoncentráció táplálkozási csoportokra vonatkozóan

a: Rovarevő-Ragadozó  $p=0,00$ ; b: Ragadozó-Mindenevő  $p=0,01$



31.ábra Átlagos ólom-koncentráció táplálkozási csoportokra vonatkozóan

a: Rovarevő-Mindenevő  $p=0,00$ ; b: Rovarevő-Ragadozó  $p=0,01$



32.ábra Átlagos cinkkoncentráció táplálkozási csoportokra vonatkozóan

a: Ragadozó-Mindenevő  $p=0,00$

A Ragadozók és Rovarevők között a Cd, a Cu esetében a Ragadozóknak, míg az Pb esetében a Rovarevőkben volt magasabb fémkoncentráció kimutatható. A Rovarevők és Mindenevők között a Cd esetében a Mindenevőkben, az Pb és a Hg esetében, a Rovarevőkben volt a magasabb koncentráció, míg a Ragadozók és Mindenevők között, a Cd koncentráció a Mindenevőkben, a Cu, a Hg és a Zn koncentráció a Ragadozóknak volt magasabb mennyiségben mérhető.

## 5.6. Fémek koncentrációja közötti korreláció

A vizsgált fémek koncentrációja közötti korreláció vizsgálatára, mivel több kiugró értékünk is volt és nem állt fenn lineáris kapcsolat a változók között Spearman-féle rangkorrelációs együtthatót számoltunk, 0,05 és 0,01-es szignifikancia szinten. A kapott eredmények a 33-41. ábrákon láthatóak.

			Correlations						
			As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Spearman's rho	As	Correlation Coefficient	1.000	.000	.600	1.000**	.821	-.400	.300
		Sig. (2-tailed)	.	1.000	.400	.	.089	.600	.624
		N	5	4	4	4	5	4	5
	Cd	Correlation Coefficient	.000	1.000	.627	.677	.097	.205	.120
		Sig. (2-tailed)	1.000	.	.096	.140	.819	.627	.776
		N	4	8	8	6	8	8	8
	Cr	Correlation Coefficient	.600	.627	1.000	.771	.563	.048	-.238
		Sig. (2-tailed)	.400	.096	.	.072	.146	.911	.570
		N	4	8	8	6	8	8	8
	Cu	Correlation Coefficient	1.000**	.677	.771	1.000	.429	-.371	.107
		Sig. (2-tailed)	.	.140	.072	.	.337	.468	.819
		N	4	6	6	7	7	6	7
	Hg	Correlation Coefficient	.821	.097	.563	.429	1.000	-.132	.092
		Sig. (2-tailed)	.089	.819	.146	.337	.	.756	.814
		N	5	8	8	7	9	8	9
	Pb	Correlation Coefficient	-.400	.205	.048	-.371	-.132	1.000	-.024
		Sig. (2-tailed)	.600	.627	.911	.468	.756	.	.955
		N	4	8	8	6	8	8	8
	Zn	Correlation Coefficient	.300	.120	-.238	.107	.092	-.024	1.000
		Sig. (2-tailed)	.624	.776	.570	.819	.814	.955	.
		N	5	8	8	7	9	8	9

\*\* . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

33. ábra A Kuvik tollmintákból kimutatott fémkoncentrációk közötti korreláció vizsgálata Spearman-féle rangkorrelációs együtthatóval

A Kuvik minták esetében csak az As és Cu koncentrációja között volt kimutatható erősen pozitív korreláció.

			Correlations						
			As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Spearman's rho	As	Correlation Coefficient	1.000	.114	-.253	.336	.594	.209	.490
		Sig. (2-tailed)	.	.710	.404	.262	.054	.493	.089
		N	13	13	13	13	11	13	13
	Cd	Correlation Coefficient	.114	1.000	-.076	.320	.352	.383*	.426*
		Sig. (2-tailed)	.710	.	.686	.080	.078	.034	.017
		N	13	31	31	31	26	31	31
	Cr	Correlation Coefficient	-.253	-.076	1.000	.234	.032	.332	.195
		Sig. (2-tailed)	.404	.686	.	.196	.873	.063	.285
		N	13	31	32	32	27	32	32
	Cu	Correlation Coefficient	.336	.320	.234	1.000	.313	.592**	.824**
		Sig. (2-tailed)	.262	.080	.196	.	.112	.000	.000
		N	13	31	32	32	27	32	32
	Hg	Correlation Coefficient	.594	.352	.032	.313	1.000	.229	.195
		Sig. (2-tailed)	.054	.078	.873	.112	.	.250	.329
		N	11	26	27	27	27	27	27
	Pb	Correlation Coefficient	.209	.383*	.332	.592**	.229	1.000	.502**
		Sig. (2-tailed)	.493	.034	.063	.000	.250	.	.003
		N	13	31	32	32	27	32	32
	Zn	Correlation Coefficient	.490	.426*	.195	.824**	.195	.502**	1.000
		Sig. (2-tailed)	.089	.017	.285	.000	.329	.003	.
		N	13	31	32	32	27	32	32

\*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

\*\* Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

### 34. ábra A Bagoly tollmintákból kimutatott fémkoncentrációk közötti korreláció vizsgálata Spearman-féle rangkorrelációs együtthatóval

Az eredmények alapján, a Bagoly minták esetében a Cd és a Zn ( $\rho=0,426$ ;  $\text{sig}=0,017$ ), a Cd és az Pb ( $\rho=0,383$ ;  $\text{sig}=0,034$ ) gyenge pozitív kapcsolat, míg a Cu és az Pb ( $\rho=0,592$ ;  $\text{sig}=0,000$ ), a Cu és a Zn ( $\rho=0,824$ ;  $\text{sig}=0,000$ ), valamint az Pb és a Zn ( $\rho=0,502$ ;  $\text{sig}=0,003$ ) között erősen pozitív korreláció áll fenn.

			Correlations						
			As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Spearman's rho	As	Correlation Coefficient	1.000	-.252	.500	.000	.812*	-.214	-.571
		Sig. (2-tailed)		.585	.391	1.000	.050	.645	.180
		N	7	7	5	7	6	7	7
	Cd	Correlation Coefficient	-.252	1.000	.802**	-.490*	-.453	.673**	.564*
		Sig. (2-tailed)	.585		.000	.033	.068	.002	.012
		N	7	19	15	19	17	18	19
	Cr	Correlation Coefficient	.500	.802**	1.000	-.493	-.523	.850**	.521*
		Sig. (2-tailed)	.391	.000		.062	.066	.000	.046
		N	5	15	15	15	13	15	15
	Cu	Correlation Coefficient	.000	-.490*	-.493	1.000	-.082	-.288	.126
		Sig. (2-tailed)	1.000	.033	.062		.754	.247	.606
		N	7	19	15	19	17	18	19
	Hg	Correlation Coefficient	.812*	-.453	-.523	-.082	1.000	-.555*	-.321
		Sig. (2-tailed)	.050	.068	.066	.754		.026	.208
		N	6	17	13	17	17	16	17
	Pb	Correlation Coefficient	-.214	.673**	.850**	-.288	-.555*	1.000	.707**
		Sig. (2-tailed)	.645	.002	.000	.247	.026		.001
		N	7	18	15	18	16	18	18
	Zn	Correlation Coefficient	-.571	.564*	.521*	.126	-.321	.707**	1.000
		Sig. (2-tailed)	.180	.012	.046	.606	.208	.001	
		N	7	19	15	19	17	18	19

\*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

\*\* Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

### 35. ábra A Fecske tollmintákból kimutatott fémkoncentrációk közötti korreláció vizsgálata Spearman-féle rangkorrelációs együtthatóval

A Fecske minták fémkoncentrációi között a Cd és a Cu ( $\rho=-0,490$ ;  $\text{sig}=0,033$ ), a Hg és az Pb ( $\rho=-0,555$ ;  $\text{sig}=0,026$ ) között gyenge negatív, a Cr és a Zn ( $\rho=0,521$ ;  $\text{sig}=0,046$ ) között gyenge pozitív, a Cd és az Pb ( $\rho=0,673$ ;  $\text{sig}=0,002$ ), a Cd és a Zn ( $\rho=0,564$ ;  $\text{sig}=0,012$ ), a Cr és az Pb ( $\rho=0,850$ ;  $\text{sig}=0,000$ ), az Pb és a Zn ( $\rho=0,707$ ;  $\text{sig}=0,001$ ), a Cd és a Cr ( $\rho=0,802$ ;  $\text{sig}=0,000$ ), valamint az As és Hg ( $\rho=0,812$ ;  $\text{sig}=0,050$ ) között erős pozitív korrelációt mutatható ki.

A további madárcsoportoknál mivel néhány adat állt rendelkezésre az arzénkoncentrációkat illetően, vagy kimutatási határ alatt voltak a mennyiségek, így azokat figyelmen kívül hagytuk a korreláció vizsgálatánál.



### Correlations

			Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Spearman's rho	Cd	Correlation Coefficient	1.000	.360*	-.130	-.097	-.125	.274
		Sig. (2-tailed)		.043	.480	.629	.502	.128
		N	32	32	32	27	31	32
	Cr	Correlation Coefficient	.360*	1.000	-.044	.159	.504**	-.237
		Sig. (2-tailed)	.043		.813	.428	.004	.192
		N	32	32	32	27	31	32
	Cu	Correlation Coefficient	-.130	-.044	1.000	-.144	-.301	.250
		Sig. (2-tailed)	.480	.813		.474	.100	.168
		N	32	32	32	27	31	32
	Hg	Correlation Coefficient	-.097	.159	-.144	1.000	.382	-.361
		Sig. (2-tailed)	.629	.428	.474		.054	.064
		N	27	27	27	27	26	27
	Pb	Correlation Coefficient	-.125	.504**	-.301	.382	1.000	-.416*
		Sig. (2-tailed)	.502	.004	.100	.054		.020
		N	31	31	31	26	31	31
	Zn	Correlation Coefficient	.274	-.237	.250	-.361	-.416*	1.000
		Sig. (2-tailed)	.128	.192	.168	.064	.020	
		N	32	32	32	27	31	32

\*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

\*\*. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

36. ábra A Varjú tollmintákból kimutatott fémkoncentrációk közötti korreláció vizsgálata  
Spearman-féle rangkorrelációs együtthatóval

A Varjú minták esetében gyenge negatív korrelációt számoltunk ki az Pb és a Zn ( $\rho=-0,416$ ;  $\text{sig}=0,020$ ) között, gyenge pozitív korrelációt a Cd és a Cr ( $\rho=0,360$ ;  $\text{sig}=0,043$ ), és erős pozitív korrelációt az Pb és a Cr ( $\rho=0,504$ ;  $\text{sig}=0,004$ ) között.

### Correlations

			Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Spearman's rho	Cd	Correlation Coefficient	1.000	.294	.360*	.105	.455**	.379*
		Sig. (2-tailed)		.137	.026	.566	.004	.019
		N	39	27	38	32	38	38
	Cr	Correlation Coefficient	.294	1.000	.160	.248	.108	.351
		Sig. (2-tailed)	.137		.436	.292	.601	.079
		N	27	27	26	20	26	26
	Cu	Correlation Coefficient	.360*	.160	1.000	.093	.221	.487**
		Sig. (2-tailed)	.026	.436		.614	.176	.002
		N	38	26	39	32	39	39
	Hg	Correlation Coefficient	.105	.248	.093	1.000	.172	.392*
		Sig. (2-tailed)	.566	.292	.614		.348	.026
		N	32	20	32	33	32	32
	Pb	Correlation Coefficient	.455**	.108	.221	.172	1.000	.489**
		Sig. (2-tailed)	.004	.601	.176	.348		.002
		N	38	26	39	32	39	39
	Zn	Correlation Coefficient	.379*	.351	.487**	.392*	.489**	1.000
		Sig. (2-tailed)	.019	.079	.002	.026	.002	
		N	38	26	39	32	39	39

\*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

\*\*. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

### 37. ábra Az Ölyv tollmintákból kimutatott fémkoncentrációk közötti korreláció vizsgálata Spearman-féle rangkorrelációs együtthatóval

Az Ölyvek esetében a korrelációs együtthatók a következőképpen alakultak: gyenge pozitív korreláció: a Cd és a Cu ( $\rho=0,360$ ;  $\text{sig}=0,026$ ), a Cd és a Zn ( $\rho=0,379$ ;  $\text{sig}=0,019$ ), a Hg és a Zn ( $\rho=0,392$ ;  $\text{sig}=0,026$ ), erős pozitív korreláció a Cd és az Pb ( $\rho=0,455$ ;  $\text{sig}=0,004$ ), a Cu és a Zn ( $\rho=0,487$ ;  $\text{sig}=0,002$ ), az Pb és a Zn ( $\rho=0,489$ ;  $\text{sig}=0,002$ ) között.

### Correlations

			Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Spearman's rho	Cd	Correlation Coefficient	1.000	.434	.392	.564	.285	-.091
		Sig. (2-tailed)	.	.159	.208	.090	.425	.779
		N	12	12	12	10	10	12
	Cr	Correlation Coefficient	.434	1.000	.650*	.200	.176	-.196
		Sig. (2-tailed)	.159	.	.022	.580	.627	.542
		N	12	12	12	10	10	12
	Cu	Correlation Coefficient	.392	.650*	1.000	.103	.600	.098
		Sig. (2-tailed)	.208	.022	.	.777	.067	.762
		N	12	12	12	10	10	12
	Hg	Correlation Coefficient	.564	.200	.103	1.000	.024	-.297
		Sig. (2-tailed)	.090	.580	.777	.	.955	.405
		N	10	10	10	10	8	10
	Pb	Correlation Coefficient	.285	.176	.600	.024	1.000	-.224
		Sig. (2-tailed)	.425	.627	.067	.955	.	.533
		N	10	10	10	8	10	10
	Zn	Correlation Coefficient	-.091	-.196	.098	-.297	-.224	1.000
		Sig. (2-tailed)	.779	.542	.762	.405	.533	.
		N	12	12	12	10	10	12

\*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

### 38. ábra A Gólya tollmintákból kimutatott fémkoncentrációk közötti korreláció vizsgálata Spearman-féle rangkorrelációs együtthatóval

Az eredmények alapján a Gólyák esetében a Cr és Cu között erősen pozitív korreláció áll fenn. A korrelációs koefficiens 0,650, 0,022-es szignifikancia szinten.

### Correlations

			Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Spearman's rho	Cd	Correlation Coefficient	1.000	.394	.455	.238	-.238	.224
		Sig. (2-tailed)	.	.260	.187	.570	.570	.533
		N	10	10	10	8	8	10
	Cr	Correlation Coefficient	.394	1.000	.539	.333	.381	.661*
		Sig. (2-tailed)	.260	.	.108	.420	.352	.038
		N	10	10	10	8	8	10
	Cu	Correlation Coefficient	.455	.539	1.000	.214	.524	.709*
		Sig. (2-tailed)	.187	.108	.	.610	.183	.022
		N	10	10	10	8	8	10
	Hg	Correlation Coefficient	.238	.333	.214	1.000	-.257	-.214
		Sig. (2-tailed)	.570	.420	.610	.	.623	.610
		N	8	8	8	8	6	8
	Pb	Correlation Coefficient	-.238	.381	.524	-.257	1.000	.881**
		Sig. (2-tailed)	.570	.352	.183	.623	.	.004
		N	8	8	8	6	8	8
	Zn	Correlation Coefficient	.224	.661*	.709*	-.214	.881**	1.000
		Sig. (2-tailed)	.533	.038	.022	.610	.004	.
		N	10	10	10	8	8	10

\*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

\*\*. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

39. ábra A Vércse tollmintákból kimutatott fémkoncentrációk közötti korreláció vizsgálata  
Spearman-féle rangkorrelációs együtthatóval

A Vércse mintákban a Zn és a Cr ( $\rho=0,661$ ;  $\text{sig}=0,038$ ), a Zn és a Cu ( $\rho=0,709$ ;  $\text{sig}=0,022$ ), valamint a Zn és az Pb ( $\rho=0,881$ ;  $\text{sig}=0,004$ ) koncentrációk között volt megfigyelhető erős pozitív korreláció.

### Correlations

			Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Spearman's rho	Cd	Correlation Coefficient	1.000	-.372*	.070	.177	-.137
		Sig. (2-tailed)		.036	.703	.342	.461
		N	32	32	32	31	31
	Cr	Correlation Coefficient	-.372*	1.000	.329	.274	.225
		Sig. (2-tailed)	.036		.066	.136	.224
		N	32	32	32	31	31
	Cu	Correlation Coefficient	.070	.329	1.000	.011	.108
		Sig. (2-tailed)	.703	.066		.954	.564
		N	32	32	32	31	31
	Pb	Correlation Coefficient	.177	.274	.011	1.000	.126
		Sig. (2-tailed)	.342	.136	.954		.508
		N	31	31	31	31	30
	Zn	Correlation Coefficient	-.137	.225	.108	.126	1.000
		Sig. (2-tailed)	.461	.224	.564	.508	
		N	31	31	31	30	31

\*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

40. ábra A Galamb tollmintákból kimutatott fémkoncentrációk közötti korreláció vizsgálata Spearman-féle rangkorrelációs együtthatóval

A Galambok esetében az arzén mellett a higany értékeket is figyelmen kívül hagyjuk, mivel kevés mért adat áll rendelkezésre. Ez alapján csak a Cd és a Cr között kaptunk gyenge negatív korrelációt ( $\rho=-0,372$ ;  $\text{sig}=0,036$ ).

### Correlations

			Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Spearman's rho	Cd	Correlation Coefficient	1.000	.167	-.452	-.738*	-.233	.017
		Sig. (2-tailed)		.668	.260	.037	.546	.966
		N	9	9	8	8	9	9
	Cr	Correlation Coefficient	.167	1.000	-.690	.095	.233	-.400
		Sig. (2-tailed)	.668		.058	.823	.546	.286
		N	9	9	8	8	9	9
	Cu	Correlation Coefficient	-.452	-.690	1.000	.321	.119	.643
		Sig. (2-tailed)	.260	.058		.482	.779	.086
		N	8	8	8	7	8	8
	Hg	Correlation Coefficient	-.738*	.095	.321	1.000	.119	-.429
		Sig. (2-tailed)	.037	.823	.482		.779	.289
		N	8	8	7	8	8	8
	Pb	Correlation Coefficient	-.233	.233	.119	.119	1.000	-.133
		Sig. (2-tailed)	.546	.546	.779	.779		.732
		N	9	9	8	8	9	9
	Zn	Correlation Coefficient	.017	-.400	.643	-.429	-.133	1.000
		Sig. (2-tailed)	.966	.286	.086	.289	.732	
		N	9	9	8	8	9	9

\*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

41. ábra A Karvaly tollmintákból kimutatott fémkoncentrációk közötti korreláció vizsgálata Spearman-féle rangkorrelációs együtthatóval

A Karvaly mintákban mért fémek között a Cd és a Hg ( $\rho=-0,738$ ;  $\text{sig}=0,037$ ) esetében állt fenn erősen negatív kapcsolat.

## 6. MEGBESZÉLÉS ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

A toxikus fémek biomagnifikációja napjainkban egyre inkább a környezetvédelmi és környezet-toxicológiai kutatások előterébe kerül, mivel korábban úgy gondolták, hogy csak a perzisztens növényvédő szerek halmozódhatnak fel a tápláléklánc különböző szintjein (Laskowski, 1991). A madarak, különösen a ragadozó madarak szervezetében, amelyek a tápláléklánc felső szintjén helyezkednek el, és a territoriális, valamint állandó fészkelő viselkedésük miatt a toxikus fémek magasabb koncentrációban tudnak felhalmozódni a különböző szerveikben, szöveteikben (vese, máj, csontok, tollak), valamint a tojásukban. A toxikus fémek környezetből történő detektálása szempontjából a madarak jó bioindikátor szervezetnek tekinthetők (Wayland & Bollinger, 1999; Zaccaroni et al., 2003).

A tanulmányunkban szereplő egyedek tollaiban található fémvegyületek az állatok táplálkozása során kerülhettek azok szervezetébe és a tollakba, nem pedig külső szennyeződésről van szó, mivel az analitikai vizsgálat első lépése a tollak lemosása volt, pont azért, hogy elkerüljük a téves értékeket és következtetéseket.

A Madárkórházba szállított madarak legnagyobb arányban mezőgazdasági területekről vagy ezek közeléből kerültek elő. Az ilyen területek például az egerészölyvnek megfelelő élőhelyet és vadászterületet biztosítanak. Komoly problémát okoz vadegészségügyi szempontból, hogy éppen a mezőgazdasági területek védelmére szoktak mérgezett csalétket kihelyezni. Továbbá ezek a területek viszonylag nyíltak, és sokkal könnyebben észrevehetőek a sérült madarak, mint például egy fákkal sűrűn borított területen.

A vizsgálati területről származó talajban mért fémkoncentrációk (Várallyay et al., 2010) és a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben (<http://www.korm.gov.hu/hu/2009/06/06-2009-IV-14>) meghatározott szennyezettségi határértékek a 15. táblázatban láthatóak.

15. táblázat Rendeletben meghatározott szennyezettségi határértékek és a vizsgálati területről származó talajban mért fémkoncentrációk (mg/kg)

Fémek	Rendeletben meghatározott szennyezettségi határérték földtani közegben (mg/kg)	Talajban mért koncentrációk (mg/kg)
Ólom	100	<50, de több pontban ~100
Higany	0,5	<0,2
Kadmium	1	<0,7
Arzén	15	<10
Réz	75	<50
Cink	200	<150
Króm	75	<50

A táblázatban feltüntetett mért fémkoncentrációk a terület 80-100%-át fedik le. Előfordult néhány mérési pontban ezeknél magasabb koncentráció, de ezek kiugró értékeknek számítanak. Ezen eredmények alapján feltételezhető, hogy a terület a vizsgált fémekkel nem szennyezett, ezáltal a madarak szervezetébe sem halmozódhattak fel toxikus koncentrációban a fémek.

## 6.1. Ólom

Vizsgálatunkban a legmagasabb ólom-koncentrációt Fecskék és Varjak tollaiban mértük ( $3,22 \pm 1,85$  és  $2,96 \pm 2,74$  mg/kg). A csoportokban mért fémtartalom a következőképpen alakult csökkenő sorrendben: Fecske > Varjú > Bagoly > Kuvik > Karvaly > Ölyv > Vércse > Gólya > Galamb.

A Fecskék tollaiban mért magas ólom-koncentráció valószínűleg magyarázható a telelési területük ólom terheltségével. Több tanulmány is megállapította (Waele et al., 2004; Meck et al., 2006; Yabe et al., 2010), hogy Dél-Afrikában a bányászaton kívül az ipari, mezőgazdasági és háztartási hulladékok is hozzájárulnak a nehézfémek környezetben történő felhalmozódásához. A



gyors népességnövekedés és a magas urbanizációs arány azonban a városok közelmúltbeli bővülését eredményezte, megfelelő tervezés és hulladékkezelő létesítmények nélkül (JICA, 2002) Afrika egész területén a városi területeken keletkező szilárd hulladékoknak csak egyharmadát gyűjtik össze, és alig 2% -ot hasznosítanak újra. Ezenkívül a ólmozott benzin (Nabulo et al. 2006), a mérgező hulladékok - beleértve a nikkell/kadmium-alapú elemeket - válogatás nélkül lerakása és elégetése, valamint a csekély jelentőségű környezetvédelmi jogi szabályozás miatt növekedett a kontinens nehézfém-szennyezettsége (Fianko et al., 2007).

Külföldi eseteket nézve, például Brit Kolumbiában 1988 és 1991 között talált 294 beteg, sebesült vagy elpusztult fehérfejű rétisas (*Haliaeetus leucocephalus*) közül 14% volt bizonyítottan ólommérgezett, további 23%-nál a jellegzetes mérgezési tünetek elsősorban január és március között voltak megfigyelhetőek, amikor is ezek a vadmadarak a telelő vízi madarakkal táplálkoztak (Elliot, 1992). Az itt kapott eredmények hasonlóak az Egyesült Államokban tapasztaltakkal (USFWS, 1986). Általános tendenciát nem lehetett levonni a nehézfém-mérgezések időbeli gyakoriságára vonatkozóan, de az ólommérgezés gyakoribb lehet vadászszезonban (Wayland & Bollinger, 1999), amikor az ólomsöréteket zúzókőként vehetik fel a madarak, illetve a téli időszakban (Elliot, 1992). Ehhez hasonlóan Pain et al. (1995) Franciaországban a vízivad vadászidény alatt szignifikánsan magasabb ólomszintet mértek barna rétihéják (*Circus aeruginosus*) vérében, mint a vadászidényen kívül. Kanadában és az Egyesült Államok területén, valamint számos európai országban is (Franciaország, Németország, Olaszország) jelentős számban pusztultak el ragadozó madarak – fehérfejű rétisas, szirti sas (*Aquila chrysaetos*), héja (*Accipiter g. gentilis*), karvaly, egerészölyv, barna rétihéja (*Circus aeruginosus*), gatyásölyv (*Buteo lagopus*) – másodlagos ólommérgezés következtében a zsákmányállatban lévő ólomlövedékek miatt (USFWS, 1986; Pain, 1993; Battaglia, 2005). Manapság az ólommérgezés nem olyan gyakori, mint korábban, de ismert, hogy az ólom a csontokban, a tollakban, a szőrszálakban és más kalciumtartalmú szövetekben halmozódik fel (Metcheva et al. 2006); és nem ürül ki.

Tapasztalatok azt mutatják, hogy a tollakban mérhető 4 mg/kg Pb összefüggésben van például a sirályok késleltetett szülői, mozgási és táplálkozási viselkedésével (Burger & Gochfeld 1993, 1995), továbbá az ólom kedvezőtlen hatásai már 4 mg/kg fölött (Burger & Gochfeld, 2000b) megfigyelhetők, míg az ólomra vonatkozó küszöbérték 2 mg/kg májban (Pain et al., 1995).

Eredményeinkhez hasonló értéket mértek barátkeselyű (*Aegypius monachus*) tollának különböző részeinek elemzése során. Yamac et al. (2019), a tollak cséve részében  $0,65 \pm 1,48$  mg/kg, míg a zászló részben  $5,67 \pm 3,88$  mg/kg ólmot mutattak ki. Egy másik vizsgálatban, Pakisztánban, indiai sólyom (*Falco jugger*) tollmintáiban  $0,90$ - $2,80$  mg/kg ólom-koncentrációt találtak (Movalli, 2000). Ennél, és a mi eredményeinknél nagyobb koncentrációt mértek héjában, ahol az ólom koncentrációja  $8$  és  $20$  mg/kg között volt (Hahn et al., 1989). Széncinke (*Parus major*) fiókák tollának vizsgálatakor a referencia területen (ipari tevékenységtől mentes)  $1,27 \pm 0,41$  mg/kg, egy papírgyár közelében lévő területen, ehhez nagyon hasonló,  $1,29 \pm 0,43$  mg/kg koncentrációt mutattak ki. A tojók tollának vizsgálata során a referencia területen  $2,49 \pm 1,31$  mg/kg, a gyár környéki területekről származó tollmintákból pedig  $8,86 \pm 16,0$  mg/kg ólmot mértek (Costa et al., 2011). Ez is alátámasztja azt a megállapítást, hogy a felnőtt egyedek tollaiban nagyobb mennyiségben halmozódik fel a nehézfém.

Fő ólomforrásnak tekinthetők az állatok számára a szennyezett területről származó táplálékok. Mivel a növények nem vesznek fel könnyen ólmot, többnyire azok inkább exogén módon szennyeződnek. Továbbá a szennyezés antropogén forrásokból (például olvasztókból és vegyi üzemekből) is magasabb ólom-koncentráció juthat a talajba, talajvízbe, azonban a biomagnifikáció nem jellemző a magasabb trofikus szinteken, és a szervezetben mért magas ólom-szint a szennyezett területek közelségéhez kapcsolható.

A másik ok lehet a másodlagos mérgezés, amely akkor következik be, amikor a ragadozómadarak ólommal mérgezett legyengült madarakat és más állatokat, vagy ólommal mérgezett csalétket fogyasztanak (Lee, 2003; Legagneux et al., 2014).

## 6.2. Higany

A földi ökoszisztéma higanyszennyezése figyelmet érdemlő kérdés, mivel legtöbb esetben a madár szervezetébe táplálék útján kerül be és a tollban lévő higany-koncentráció tükrözi a tollnövekedés idején a vérben lévő koncentrációt. A szervezetben megtalálható teljes higanyterhelés mintegy  $70$ - $93\%$ -a tollzatban raktározódhat (Braune & Gaskin 1987; Burger & Gochfeld 1997; Bond & Diamond 2009). Ez a tollak keratin tartalma miatt lehetséges, mivel a metil-higany nagy affinitást mutat a szulfhidril csoportokkal. Irodalmi adatok alapján a Hg a toll mátrixához kötődik, onnan nem mobilizálható és nem oldódik ki, így a vedlés az egyedüli útja a higanykiválasztódásának (Goede & de Bruin, 1984; Burger, 1993; Dauwe et al., 2002).

A Hg antropogén forrásai közé tartoznak a fosszilis tüzelőanyagok elégetése, az acél és a foszfát előállítás, az aranybányászat, baktericid és fungicid tartalmú festékek, mezőgazdaságban fumigáló, csávázó-, féregirtószer alkalmazása, szennyvíziszap mezőgazdasági felhasználása, bár ezen tevékenységek egy részét mára betiltották a higany perzisztens tulajdonsága miatt. Mivel a Hg a felszívódást követően lassabban választódik ki, ezért felhalmozódik a test szöveteiben, és biomagnifikációs tulajdonsága miatt a magasabb trofikus szinteken nagyobb koncentrációban van jelen az állatok szervezetében (NRC, 2005).

A higany esetében is felmerülhet a másodlagos mérgezés lehetősége ragadozómadaraknál abban az esetben, ha a zsákmányállatok higanymérgezés következtében pusztultak el, például csávázott vetőmag vagy szennyezett hal elfogyasztása miatt. Ilyen skóciai és hollandiai esetekről számol be Friend & Franson (1999) héja, fehérfejű rétisas és vándorsólyom mérgezése kapcsán. Skandináv területeken az 1960-as években többször találtak higanymérgezett madarakat, amelyek a metil-higanyval csávázott vetőmagok miatt pusztultak el. Többek között az ilyen esetek következtében tiltották be a higanyval történő csávázást.

A gyűjtött mintáinkon végzett analitikai vizsgálat eredményei a következőképpen alakultak, csökkenő sorrendben: Karvaly > Ölyv > Fecske > Bagoly > Kuvik > Vércse > Gólya > Varjú. A Galamb csoportban az egyedek többségének tollában mért fémtartalom a kimutatási határérték alatt volt, így ezeket kihagytuk a további elemzésből. A Karvalyokban a többi csoporthoz képest háromszorosnál nagyobb mennyiségben mértünk higanyt ( $2,40 \pm 1,23$  mg/kg). A Karvaly csoportban a minták 66,7%-ában 2 mg/kg-nál magasabb koncentrációt kaptunk, ami kiemelt jelentőségű és aggályos, mert 2,40 mg/kg-os adag bizonyítottan káros a reprodukciós folyamatokra (Scheuhammer et al., 2007; Jackson et al., 2011). Fontos hozzátenni ehhez, hogy a Hg toxicitás küszöbértéke a madárfajok között igen változó. A mi eredményünkhöz hasonlóan Solonen & Lodenius (1990) is magasabb Hg-koncentrációt mért a főleg madarakkal táplálkozó karvalyok tollában, mint például a többnyire rágcsálókat fogyasztó fajokban, pl. baglyok.

Egy 1951-1982 között végzett finnországi felmérő vizsgálatban a Hg átlagos koncentrációja 8,40 mg/kg volt 99 karvaly tollmintáinak elemzése során (Solonen & Lodenius, 1984). Egy másik vizsgálatban 0,5-1,5 mg/kg higany-koncentrációt mértek barna kányában (*Milvus migrans*) (Honda et al., 1986). Gyöngybaglyok elsődleges evezőtollaiban Roque et al. (2016) 1,4 mg/kg koncentrációban mért higanyt, míg Rubio et al. (2016) 1,63 mg/kg-ot detektált kiskócsag (*Egretta garzetta*) hasi tollaiban. Iránban barna rétihéja és kékes rétihéja (*Circus cyaneus*)

tollaiból  $0,80\pm 0,15$  és  $1,10\pm 0,20$  mg/kg higanyt mutattak ki (Mashroofeh et al. 2015). Törökországban barátkeselyűk tollának különböző részeinek elemzése során Yamac et al. (2019) a tollak cséve részében  $0,003\pm 0,02$  mg/kg higanyt, míg a zászló részben  $0,05\pm 0,13$  mg/kg higanyt mértek, ami nagyságrendekkel, min. 97%-kal, alacsonyabb a mi mintánkban mért koncentrációknál.

### 6.3. Kadmium

A Cd nem esszenciális elem, amely kumulálódik a táplálékláncban és a higanynál vagy az ólomnál alacsonyabb koncentrációban szövetkárosodást, viselkedési változásokat okozhat (Burger & Gochfeld, 2000c).

A Cd az egyik legveszélyesebb elem, amely a környezetben tartósan és magas toxicitással van jelen (Battaglia et al., 2005), és az endokrin rendszert, a veséket, a szaporodást, a vedlést, a hemoglobin-képződést és a növekedést hátrányosan befolyásolja (Nordberg, 1971; Cheney et al., 1981; Eisler 1988; Stoica et al., 2000; Hui, 2002). A talajban található Cd a táplálékláncban keresztül hatással lehet a ragadozómadarakra, mivel a talajból a Cd a növényekben felhalmozódva, majd a növényevő fajokon keresztül, az azok húsából táplálkozó ragadozók szervezetébe is bekerül (Van Assche, 1998). A másodlagos mérgezés kockázata a Cd koncentrációjától függően alakulhat ki.

Az általunk vizsgált tollak közül a legmagasabb átlagkoncentráció a Gólya csoportban volt mérhető ( $0,40\pm 0,26$  mg/kg). A többi csoportban mért értékek a következők, csökkenő sorrendben: Gólya > Vércse > Kuvik > Galamb > Varjú > Karvaly > Fecske > Bagoly és Ölyv.

Lengyelországban Orłowsky et al. (2006) fehér gólya tollaiból a mi eredményünkhöz hasonló értéket mértek ( $0,403\pm 0,049$  mg/kg). Costa et al. (2011)  $0,11\pm 0,13$  (intervallum: 0,03-0,18) mg/kg Cd-t mértek vörösbegyben (*Erithacus rubecula*) és  $0,20\pm 0,15$  (intervallum: 0,11-0,29) mg/kg-ot barátposzáta (*Sylvia atricapilla*) tollaiban egy nemzeti parkban, szennyezéstől távol lévő területen (referenciahely) Közép-Portugáliában. Ugyanakkor ez az érték egy szennyezettnek tekinthető, ipari létesítményekkel, mezőgazdasági területekkel és fenyegetéssel tagolt területen  $0,37\pm 0,29$  (intervallum: 0,06-0,65) mg/kg volt vörösbegyben és  $0,36\pm 0,27$  (intervallum: 0,24-0,51) mg/kg barátposzáta tollakban. Yamac et al. (2019)  $0,25\pm 1,59$  mg/kg Cd-ot mértek barátkeselyű tollának cséve részében, és nagyobb mennyiségű zászló részben ( $0,33\pm 0,16$  mg/kg). Lodenius és Solonen (2013) ragadozó madarak tollaiban 0,001 és 1,6 mg/kg

közötti Cd-koncentrációkat mért nem szennyezett területen.

Madarakban a Cd küszöbértékét 3 mg/kg-ban fogadják el a májban (Scheuhammer, 1987; Nighat et al., 2013), amely megnövekedett környezeti szintre utal, de az általunk mért koncentrációk ennél sokkal alacsonyabbak. Egyéb vizsgálatok adatai alapján, amelyekben ragadozó madarakat vizsgáltak, már 0,1 mg/kg és 2 mg/kg közötti tartományban káros hatásokat észleltek a madaraknál, mint például a csökkent növekedési ráta (Burger, 1993; Naccari et al., 2009; Spahn & Sherry, 1999). Így lehetséges, hogy a vizsgálatunkban szereplő Gólya csoport egyedei olyan területről származtak, mely kadmiummal szennyezett volt.

## 6.4. Arzén

Az arzén minden környezeti elemekben előfordul, például a földkéregben, a vízben, a levegőben és az élő szervezetekben. A természetes anyagforgalomba például vulkánkitörések során kerülhet be. Vízben jól oldódik és vegyületei szennyezhetik a felszíni és a felszín alatti vizeket, valamint megjelenhet az üledékben is. Az arzén a környezetben megtalálható szerves és szervetlen formában is, amelyek májkárosodást, daganatképződést és testtömeg-csökkenést okoznak (Webb, 1966; Nemery, 1990; Abernathy et al., 1999; Duker et al., 2005). Szennyezett ivóvízzel vagy táplálékkal kerülhet be és halmozódhat fel az állatok szervezetében (Mandal, 2017).

Ipari és bányászati területek környékén lévő talajból, akár 500 mg/kg mennyiségben is kimutatható. Régebben széles körben használták faanyagok konzerválására és rágcsálóirtószerként, de ezen alkalmazását mára már betiltották (Tompa, 2005).

Az arzenit kötődhet az szulfhidril csoportot tartalmazó keratinnal, így magas koncentrációkat érhet el a szaruképződményekben, ami szintén hasznos a krónikus hatások kimutatására (Lehel & Laczay, 2011). Az arzén perzisztens, de megváltozhat, vagy a körülményektől függően részt vehet bizonyos reakciókban.

A tollmintákban mért értékek csökkenő sorrendben a következőképpen alakultak: Kuvik > Fecske > Bagoly. A többi csoportban az arzén értékek kimutatási határ alatt voltak az egyedek nagy többségénél, így ezeket kihagytuk a további értékelésből. Vizsgálatunkban a legmagasabb arzén-koncentráció a Kuvik csoport mintáiban volt mérhető ( $0,53 \pm 0,17$  mg/kg), de a Fecske és Bagoly csoport átlagértéke is ehhez közeli ( $0,47 \pm 0,26$  mg/kg,  $0,42 \pm 0,28$  mg/kg).

Nighat et al. (2013) Punjabban, Pakisztánban Bagolyfélék családjába tartozó négy faj tollmintáiban mért arzén-koncentrációt. A brama kuvikok tollából (*Athene brama*) 6,44 mg/kg, uhu (*Bubo bubo*) tollából 1,06 mg/kg, réti fülesbagoly (*Asio flammeus*) tollából 4,81 mg/kg, míg kakukkhangú törpekuvík (*Glaucidium cuculoides*) tollából 4,68 mg/kg As koncentrációt mértek, amely értékek közelebb állnak a toxikus szinthez, mint a mi mintáinkban mért koncentráció. Egy másik vizsgálatban barátkeselyű (*Aegyptius monachus L.*) tollának cséve és zászló részében mértek 0,12 és 0,44 mg/kg arzént, ami szintén nagyon alacsony szintnek tekinthető (Yamac et al. 2019).

Kevés hasonló vizsgálat van, amelyben tollakat használnak az As mennyiségének elemzésére, ami megnehezíti annak megállapítását, hogy a jelen tanulmányban bemutatott koncentráció okozhatott-e valamilyen károsító hatást (Burger et al., 2015). Ez számunkra is gondot okozott, amellett, hogy több csoportban kimutatási határérték alatti koncentrációt kaptunk.

## 6.5. Réz

A réz esszenciális elem, alacsony koncentrációban szükséges a szervezet számára. Fontos szerepet játszik az enzimikus folyamatokban, a hemoglobin-képződésben, az antioxidáns védelmi rendszerben, a növekedésben (Harms és Buresh, 1987; Pesti és Bakalli, 1996; Underwood és Suttle, 1999), de krónikus felvétel esetén ezekben a folyamatokban változásokat okozhat, ami mérgezéshez vezethet madarakban is (250-1000 mg/tak.kg) (Jackson et al., 1979; Jackson & Stevenson, 1981; Chiou et al, 1999).

Vizsgálatunkban a legnagyobb rézkoncentrációt a Karvaly csoport mintáiban mértük,  $55,85 \pm 16,67$  mg/kg mennyiségben. A többi eredményünk csökkenő sorrendben a következők: Karvaly > Bagoly > Ölyv > Vércse > Varjú > Galamb > Gólya > Fecske > Kuvik

Feltehetően a vizsgálati terület közelében lévő ipari gyárak (fémipar, széntüzelésű erőművek, bányászat, szemétegető) miatt magasabb eredményeket mértünk, mint a többi tanulmányban.

Más vizsgálatokban a Vágómadárfélék ( $17,64 \pm 4,05$  mg/kg), a Súlyomfélék ( $32,17 \pm 13,66$  mg/kg) és a Bagolyfélék családjához tartozó fajokban ( $7,78 \pm 2,48$  mg/kg) magasabb koncentrációt mértek (Nighat et al. 2013). Hahn et al. (1989) 6-9 mg/kg rézkoncentrációt mutattak kihéja tollaiban. Manjula et al. (2015)  $53,13 \pm 5,22$ ,  $125,66 \pm 11,33$  és  $139,01 \pm 20,54$  mg/kg rézet mértek Indiában városi területen barna kánya, házigalamb és indiai varjú



tollmintáiban, vidéki területen a következő mennyiségeket mutatták ki:  $32,22 \pm 5,62$ ;  $44,42 \pm 1,22$  és  $61,1 \pm 5,88$  mg/kg. Pásztorgém (*Bubulcus ibis*) tollmintáiból Abdullah et al. (2015) két szennyezettnek tekinthető területen  $52,8 \pm 16,1$  mg/kg és  $62,7 \pm 13,6$  mg/kg mennyiségben mutattak ki rezet. Yamac et al. (2019) barátkeselyűk tollának cséve részében  $7,84 \pm 3,03$  mg/kg rezet, míg a zászló részben  $6,16 \pm 5,16$  mg/kg higanyt mértek. A vizsgálatokból származó adatok és az általunk mintázott egyedekben mért magasabb Cu-koncentráció alapján, valamint figyelembe véve a különböző madárfajok közötti és a fajokon belül az egyedek közötti érzékenységet, feltételezhető, hogy az a terület, ahonnan a Karvaly csoport egyedei származtak, rézzel szennyezett volt az adott időszakban, amely ezáltal nagyobb környezeti kockázatot jelent az egyed egészsége és szaporodása szempontjából (Carpenter et al., 2004).

## 6.6. Cink

A cink a természetben megtalálható, és esszenciális elem a szervezet számára (fejlődéshez, a vese Cr-toxikózisa ellen hatásos) (Malik & Zeb, 2009). Ugyanakkor, az antropogén tevékenységek, mint például a fosszilis tüzelőanyagok bányászata, barnítása és égése, Zn-tartalmú termékeket használva, jelentősen hozzájárulnak, sőt növelik a környezet Zn-terhelését (ATSDR, 2005; Malik et al., 2010). A Zn magas koncentrációja a madaraknál szubletális és letális hatásokat eredményezhet (Sileo et al., 2003; Beyer et al., 2004).

Vizsgálatunkban a legmagasabb átlagos cinkkoncentrációt a Bagoly csoportban mértük,  $160,20 \pm 51,53$  mg/kg mennyiségben. A kapott eredményeink csökkenő sorrendben a következőképpen alakultak: Bagoly > Vércse > Karvaly > Varjú > Fecske > Kuvik > Ölyv > Galamb > Gólya.

Pakisztánban indiai sólyomban mért legmagasabb koncentráció  $113$  mg/kg volt (Movalli, 2000). Nighat et al. (2013) Vágómadárfélék családjából származó egyedek hasi tollaiban  $119,14$  mg/kg mennyiségű cinket mutattak ki. Rubio et al. (2016) az előbbiekhöz hasonló cink értéket írt le kiskócsag hasi tollaiban ( $122$  mg/kg). Dolmányos albatrosz (*Thalassarche melanophrys*) evezőtollaiban, a mi értékeinkhez képest  $10$  %-kal magasabb,  $175,35$  mg/kg mennyiségben mértek cinket (Pon et al., 2011). Pakisztán két kifejezetten szennyezett, ipari területről származó pásztorgém tollmintákban Abdullah et al. (2015)  $529$  mg/kg mennyiségben mutatott ki cinket, ami extrém magas értéknek tekinthető. Az egyik vizsgált területen (Sialkot) feltehetően a bőrcserzésben is használt anyagokból került a nagy mennyiségű cink a környezetbe, míg a másik

területen a nagymértékű szennyezés a nehézgép gyártó üzemek (Lahore) ellenőrizetlen hulladékkezeléséből származik.

Habár az utóbb említett szennyezett területeken mért Zn koncentrációk extrém magasak voltak, és a vizsgálatunkban kapott cink eredmények is jóval magasabbak voltak a többi fémhez képest, mégis ezek a magas értékek nem rendelkeznek szubletális vagy halálos hatással (Movalli, 2000; Kavun, 2004; Abdullah et al., 2015).

## 6.7. Króm

A króm a szervezet számára esszenciális elem, és elsősorban táplálkozás során kerül a madarak szervezetébe. Különböző tanulmányok megállapították, hogy a Cr a madarak tollában mérhető 2,80 mg/kg koncentrációban már káros hatást gyakorolhat (Burger 1993; Burger & Gochfeld 2000c), például az embriófejlődésre és a kelési arányra tőkés récék esetében (Kertész & Fáncsi, 2003).

Vizsgálatunkban a króm legmagasabb koncentrációját a Karvaly csoportban mértük,  $1,29 \pm 0,67$  mg/kg mennyiségben, ami Burger és Gochfeld (2000c) által meghatározott 2,8 mg/kg-os határértéknél 64,3%-kal alacsonyabb. A további eredmények csoportonként csökkenő sorrendben a következő: Karvaly > Fecske > Bagoly > Vércse > Ölyv > Varjú > Galamb > Gólya > Kuvik.

Hasonló koncentrációt mértek ( $1,98 \pm 0,58$  mg/kg) Pakisztánban indiai sólyom mintákban (Movalli, 2000).

Barna kánya tollmintákban városi területeken  $55,49 \pm 6,6$  mg/kg, míg vidéki övezetekben  $66,71 \pm 6,38$  mg/kg krómot mértek (Manjula et al., 2015), melyek kifejezetten magas értéknek számítanak. Valószínűsíthetően a vizsgált területen (Tiruchirappalli, India) ipari tevékenység (bőr-cserző műhelyek) áll a magas krómkoncentráció hátterében, mivel a cserzés során krómot is használnak, és a króm tartalmú szennyvizet és iszapot a környezetbe engedik.

Ennél alacsonyabb, de a mi értékeinknél magasabb koncentrációt ( $18,20 \pm 2,54$  mg/kg) mértek sárgarigó faj (*Oriolus brachyrhynchus*) tollaiban (Egwumah et al., 2017) Nigéria vidéki területein gyűjtött mintákból. A New Jersey-i Hackensack Meadowlands-ből gyűjtött odúfecske (*Tachycineta bicolor*) tollakban, a mi legtöbb mintánknál alacsonyabb koncentrációkat ( $0,65 \pm 0,22$  mg/kg) határoztak meg (Tsipoura et al. 2008).



A saját és más tanulmányok eredményei alapján, melyek krómmal nem terhelt területekről származó madarakat vizsgáltak, elmondható, hogy a vizsgálati területünk sem terhelt krómmal.

## 6.8. Kor szerinti összehasonlítás

Vizsgálatunkban a csoporton belül a felnőtt és fiatal egyedek tollában mérhető fémkoncentrációk összehasonlítását 3 csoport esetében, Bagoly, Ölyv, és Varjú, tudtuk elvégezni a rendelkezésre álló adatok alapján. Az elvégzett statisztikai próbával csak a Varjú csoport egyedeinek tollában mért cinkkoncentrációnál volt szignifikáns eltérés ( $p=0,03$ ) a korcsoportok között. A felnőttek tollából  $141,17\pm 40,37$  mg/kg, míg a fiatal egyedeknél  $101,69\pm 28,44$  mg/kg cinket mutattunk ki. A mi vizsgálatunkhoz hasonló eredményt a hazai és a nemzetközi irodalmi adatok között nem találtam. Ugyanakkor, a fiatal egyedekben lévő fémkoncentráció csak a szülők által szállított táplálékból származik, nem pedig a testben már raktározódott mennyiségből. A felnőttek tollai esetében a fémterhelés a toll növekedése alatt szervezetükbe került fémből, valamint a vedlés és az új toll fejlődése közötti időszakban a test szöveteiből mobilizált mennyiségből áll (Custer & Osborn, 1978; Burger & Gochfeld, 1993).

Az irodalmi adatok eléggé változatosak ebben a témában. Például Barbieri et al. (2010) déli sirályok (*Larus dominicanus*) tollait vizsgálva, Cd, Co, Cr, Ni, és Pb koncentrációk esetében szignifikáns eltérést kaptak a felnőtt és fiatal egyedek között. A felnőtt egyedekben szignifikánsan magasabb koncentrációkat mértek a fiatal egyedekhez képest, míg a Cu esetében nem volt kimutatható ilyen eltérés. Janaydeh et al. (2016) indiai varjú (*Corvus splendens*) tollainak vizsgálata során a vizsgált fémek közül (Cu, Zn, Ni, Fe, és Pb) egyedül az ólom esetén mutatott ki szignifikáns eltérést a felnőtt és fiatal egyedek között. Ebben az esetben is a felnőtt egyedekben mértek szignifikánsan magasabb koncentrációt.

Saját korábbi vizsgálatok alapján szignifikáns eredményeket ( $p=0,011$ ) kaptunk felnőtt ( $0,14\pm 0,04$  mg/kg) és fiatal ( $0,08\pm 0,02$  mg/kg) Varjak tollmintáiban kimutatható kadmiumkoncentrációt illetően (Grúz et al., 2018). Jelentős különbségeket figyeltek meg az ólom és a kobalt koncentrációi között csukárban (*Alectoris chukarban*); kadmium, ólom és réz koncentrációi között sivatagi fogolyban (*Ammoperdix griseogularis*); valamint kobalt és réz koncentrációk között házigalambban; felnőtt és fiatal madarak esetében. A két faj esetében a legmagasabb rézkoncentrációkat mindig a felnőtt vagy tojó esetében, míg a legalacsonyabb koncentrációkat fiatal vagy hím egyedeknél mértek (Norouzi et al., 2012).

Mansouri et al. (2011) megállapította, hogy a kadmium és az ólom koncentrációja magasabb volt a felnőtt zátonykócsag (*Egretta gularis*) és Heuglin-sirály (*Larus heuglini*) tollaiban, mint a fiatal egyedekben. Furness és Monaghan (1987) szerint a kadmium-koncentráció a felnőtteknél mindig magasabb a biokumuláció miatt.

Ezzel szemben Movalli (2000) indiai sólymok (*Falco biarmicus jugger*) vizsgálatakor nem talált szignifikáns eltérést a fiatal és felnőtt egyedek között. Hasonlóan ehhez, Dauwe et al. (2002) sem figyeltek meg szignifikáns eltérést az általuk vizsgált két esszenciális- (Cu és Zn) és 2 nehézfém (Cd és Pb) esetében széncinegében (*Parus major*) a két vizsgált korosztály összehasonlításakor (4–9 hónapos és 16 hónapnál idősebbek).

## 6.9. Ivar szerinti összehasonlítás

Az ivarok közötti koncentrációbeli eltérés vizsgálatánál a két vizsgált csoport (Bagoly és Ölyv csoport) közül egyikben sem kaptunk szignifikáns eredményt a kétmintás t-próba elvégzésével. Az irodalmi adatok ebben az esetben is eltérőek. Bizonyos vizsgálatokban egyes fajoknál szignifikáns eltérést mutattak ki az ivarok között, más vizsgálatokban a mi eredményünkhöz hasonlóan nem kaptak szignifikáns eltérést, mint például Movalli (2000) indiai sólymok vizsgálatakor sem az ivar, sem a kor esetében nem kapott szignifikáns eredményt a tollban mérhető Pb, Hg, Co, Sc, Cr, La és Br koncentrációra vonatkozóan.

Néhány egyéb tanulmányban sem találtak szignifikáns különbséget hím és a tojó madarak tollai között (Zamani-Ahmadm Mahmoodi et al., 2009 – kiskócsag (*Egretta garzetta*) tollmintákat vizsgálva). Hasonlóképpen Norouzi et al. (2012) sem találtak szignifikáns különbséget hím és nőstény házigalamb és álarcos sivatagifogoly (*Ammoperdix griseogularis*) tollában mérhető kadmium, ólom, kobalt és réz koncentrációk között, kivéve csukárban az ólom esetében (kétoldali ANOVA,  $p=0,05$ ). Ez arra utalhat, hogy ezen faj hím és nőstény egyedei hasonló táplálkozási stratégiákat alkalmaznak (Hindell et al., 1999). Széncinegékkel végzett vizsgálatban sem találtak eltérést az ivarok között a Cd, a Pb és a Cu esetében, csak a Zn-tartalomban mutatkozott szignifikáns eltérés, amikor is a hímek tollában volt magasabb a fémkoncentráció (Dauwe et al., 2002).

Ugyanakkor, egy korábban említett vizsgálatban az ólom és a cink esetében szignifikáns eltérés mutatkozott a hím és tojó egyedek között, a tojóknál mérték magasabb koncentrációt (Janaydeh et al., 2016).

## 6.10. Táplálkozás szerinti összehasonlítás

A nehézfémek koncentrációja közötti összefüggések megértése a biótában és az élelmiszerekben fontos kérdés, de gyakran nehéz a meghatározása, mivel az állatok különböző táplálékokat vegyesen fogyasztanak. Az ilyen információk hasznosak lehetnek a fajok populációinak kezelése, az ökológiai integritás és a végső felvevők (beleértve az embereket is) bizonyos táplálékfogyasztásának kockázataira nézve.

Emellett a szárazföldi táplálékláncok viszonylag kevésbé kutatott témának számítanak (Pain et al., 1995; Movalli, 2000; Dauwe et al., 2003; Kenntner et al., 2007; Zolfaghari et al., 2007) a vízi közösségek vizsgálatához képest, különösen a tollakból kimutatható fémmennyiségeket illetően, de ugyanakkor a környezetszennyező anyagok miatti ragadozó populációk csökkenését már több esetben is megfigyelték (Palma et al., 2005).

A ragadozók magas trofikus szinten helyezkednek el; sokuk territóriális és nem vándorolnak, kiterjedt élőhellyel és hosszú élettartammal bírnak. Ezért a fémek felhalmozódásának és káros hatások kialakulásának kockázata magasabb az esetükben. A fémek főként a lágyszövetekben, a csontokban, a tollakban és a tojásban halmozódhatnak fel. A ragadozó fajokról úgy vélik, hogy érzékenyebbek a fémekre (Stout & Trust, 2002), ezáltal is fontosak bioindikátor szerepük miatt (Wayland & Bollinger, 1999; Zaccaroni et al., 2003).

A táplálkozás alapján három csoportot különböztettünk meg. Ragadozók: Bagoly, Kuvik, Ölyv, Karvaly, Vércse csoport, Mindenevők: Varjú, Galamb, Gólya csoport, és Rovarevők: Fecske csoport.

Öt fém esetében (kadmium, réz, higany, ólom és cink) kaptunk a csoportok között szignifikáns eltérést. A Ragadozók és Rovarevők között a Cd ( $p=0,008$ ), a Cu ( $p=0,001$ ) és a Pb ( $p=0,006$ ) esetében. Hasonlóan statisztikai különbség volt megfigyelhető a Rovarevők és a Mindenevők között a Cd ( $p<0,001$ ), a Hg ( $p=0,002$ ) és a Pb ( $p=0,002$ ) esetében, illetve a Ragadozók és Mindenevők között a Cd ( $p<0,001$ ), a Cu ( $p=0,01$ ), a Hg ( $p<0,001$ ) és a Zn ( $p<0,001$ ) esetében.

Ragadozó madarakban a higany átlagos koncentrációja  $0,95\pm 0,37$  mg/kg volt, míg Rovarevő madarakban  $0,66\pm 0,36$  mg/kg, Mindenevő madarakban  $0,28\pm 0,09$  mg/kg.

Mashroofeh et al. (2015) 5 különböző trofikus szinten elhelyezkedő madárfaj tollaiban hasonlította össze a Hg koncentrációját, és ezen eredmények azt mutatják, hogy a ragadozó madarak tollaiban (kékes rétihéja:  $0,80 \pm 0,15$  mg/kg; barna rétihéja:  $1,10 \pm 0,20$  mg/kg) nagyobb mennyiségű Hg kumulálódik, mint a hlevő, a természetes vizek üledékből táplálkozó, illetve a mindenevő (tőkés réce (*Anas platyrhynchos*)  $0,24 \pm 0,03$  mg/kg), vagy a növényevő (nyári lúd (*Anser anser*)  $0,15 \pm 0,05$  mg/kg) fajokban.

Kadmiumnál a csoportok átlagait tekintve a Mindenevők tollában volt a legmagasabb koncentráció ( $0,24 \pm 0,09$  mg/kg), és a Rovarevőkben a legalacsonyabb ( $0,10 \pm 0,06$  mg/kg).

Narjes (2013) ragadozó és mindenevő madarak tollában mért magasabb Cd-szintet, a rovarevőkéhez hasonlítva, ami magyarázható szennyezett élőhelyük és táplálkozási szokásukkal. A környezetszennyezés jelentős hatást gyakorolhat a gerinctelen állatokra és ezáltal a madarak étrendjére (Eeva et al., 2009). A szárazföldi állatok legfontosabb expozíciós módja az orális, így a legtöbb állat szervezetébe a táplálkozás útján kerülnek be a fémek. Ezáltal növekedhet a toxikus anyag koncentrációja a legmagasabb trofikus szinten lévő szervezetekig (Mohan et al., 2008). A tápláléklánc alacsony szintjén lévő madarak tollaiban alacsony volt a kadmium-koncentráció, mivel ezen fajok olyan ökoszisztémákban élnek, amelyekben az antropogén szennyezések kevésbé érvényesülnek (Narjes, 2013).

Az általunk vizsgált táplálkozási csoportokban a legmagasabb rézkoncentrációt a Ragadozó madarakban ( $34,51 \pm 6,24$  mg/kg), a legkisebb mennyiségben a Rovarevőkben mértünk ( $23,46 \pm 18,74$  mg/kg).

A már korábban említett pakisztáni vizsgálatban, amikor két szennyezett területről származó pásztorgém tollminták nehézfém tartalmát határozták meg, a tollakon felül a talajt és az egyik területen a táplálékukat is vizsgálták. A tollmintákban  $52,8 \pm 16,1$  és  $62,7 \pm 13,6$  mg/kg rezet, a talajmintákban  $19,6 \pm 2,9$  mg/kg és  $18,4 \pm 6,5$  mg/kg, míg az egyik területen a táplálékban  $20 \pm 13,5$  mg/kg koncentrációban mutattak ki rezet, ami alátámasztja, hogy a tápláléklánc magasabb szintjein elhelyezkedő fajokban nagyobb mennyiségben halmozódhatnak fel a szennyező anyagok (Abdullah et al., 2015).

Mind az ólom, mind a cink esetében nagyon kevés szakirodalmi adat áll rendelkezésre a különböző trofikus szinteken lévő madárfajok tollából (és táplálékukból) mért fémtartalomra vonatkozóan.

Saját vizsgálatunkban a Rovarevő madarakban ( $3,22 \pm 1,85$  mg/kg) volt a legnagyobb, Ragadozóknál ( $1,51 \pm 0,42$  mg/kg) pedig a legalacsonyabb az ólom-koncentráció. Fontos megemlíteni, hogy a Rovarevők csoportjába a Fecskék tartoznak, amelyek nem állandó madaraink, így a szervezetükben található fémmennyiségek nem kizárólag a hazai viszonyokra vonatkoznak.

Az említett pakisztáni vizsgálatban, amikor a pásztorgém tollminták nehézfém-tartalmának meghatározásakor a tollakban  $297 \pm 11$  mg/kg és  $286 \pm 18,4$  mg/kg, a talajban  $115 \pm 6,1$  mg/kg és  $124 \pm 18,7$  mg/kg, míg a táplálékban  $37,8 \pm 5,7$  mg/kg koncentrációban mutattak ki ólmot. Ebben az esetben is szembejuthat, hogy a madarak tollában 28-46%-kal nagyobb mennyiségben halmozódhatnak fel a szennyező anyagok, mint az őket körülvevő környezetben (Abdullah et al. 2015).

Mivel a cinkre vonatkozóan káros hatást okozó határértékek nem ismertek a vizsgált fajokra vonatkozóan, annyi állapítható meg, hogy a Ragadozó fajokban volt a legnagyobb koncentrációban mérhető ( $132,73 \pm 24,11$  mg/kg), míg a Mindenevőkben a legalacsonyabb ( $98,03 \pm 10,45$  mg/kg). A többször példaként hozott pakisztáni vizsgálatban a tollakban ( $529 \pm 95$  mg/kg és  $226 \pm 75$  mg/kg), a talajban  $123 \pm 55$  mg/kg és  $97,2 \pm 39$  mg/kg, míg a táplálékban  $163 \pm 23,3$  mg/kg koncentrációban mutattak ki cinket.

## **6.11. Fémek koncentrációja közötti korreláció**

A fémek koncentrációja közötti korrelációra vonatkozó adatok alapján, gyenge negatív korreláció állt fenn a Cd és a Cu, illetve az Pb és a Hg között a Fecske csoportnál, az Pb és Zn között a Varjú csoportnál, valamint a Cd és a Cr között a Galamb csoport esetében. Erős negatív korreláció a Karvaly csoportban a Cd és Hg között állt fenn.

A többi esetben, amikor szignifikáns eredményt kaptunk gyenge vagy erős pozitív volt a korreláció típusa. A leggyakoribb pozitív korreláció a Cd és a Cr (Varjú, Fecske csoport), Cd és az Pb (Fecske, Ölyv, Bagoly), a Cr és az Pb (Fecske, Varjú), a Cr és a Zn (Fecske, Vércse), a Cd

és a Zn (Fecske, Bagoly, Ölyv), a Cu és a Zn (Vércse, Ölyv, Bagoly csoport), valamint a Pb és a Zn (Ölyv, Vércse, Fecske, Bagoly csoport) között volt kimutatható.

Néhány tanulmányban született hasonló eredmény a Zn és a Cu (Kim & Oh, 2014; Zarrintab et al., 2016; Yamac et al., 2019), valamint a Zn és a Pb (Frantz et al., 2012; Karimi et al., 2016; Yamac et al., 2019) közötti kapcsolatra vonatkozóan.

Ezeknek a korrelációknak a lehetséges magyarázata az, hogy a tollakban felhalmozódott fémek elsősorban ugyanabból a forrásokból származhatnak. Mint a cink, a kadmium és az ólom esetében is, amelyek kéntartalmú ércekben együtt lelhetőek fel (http33). Emellett az esszenciális elemek, mint a Cu és a Zn, közötti pozitív korreláció azzal magyarázható, hogy ezek az elemek a különböző fajok fiziológiai folyamataihoz szükségesek. Továbbá, hogy az egyes fémek befolyásolhatják egymás kinetikai folyamatát (felszívódás, eloszlás, kiürülés) és kötődését a madarak szervezetében (Yamac et al., 2019). Például a szervezetbe került kadmium beépülve az cinktartalmú enzimekbe a cink helyére, toxikus hatása miatt súlyos károsodásokat okoz (http33).

## **6.12. Következtetések, javaslatok**

A nehézfém-terhelés kimutatására szolgáló tollvizsgálat világszerte ismert és gyakran használt biomonitoring eszköz, a tollak nehézfém koncentrációja és a madarak élőhelye közötti szoros összefüggésnek köszönhetően. Annak ellenére, hogy vizsgálatunk összefüggést csak egy esetben mutatott a korcsoportok között, valamint nem mutatott szignifikáns különbséget a nemek között, adataink és más hasonló tanulmányok alapján megállapítható, hogy ezeknek a nehézfémeknek a koncentrációja többnyire a kedvezőtlen vagy toxikológiai hatásokat okozó szint alatt marad.

Mivel a Fecskék és Gólyák kivételével a többi faj Magyarországon állandó, és a táplálékukat a fészkeik vagy territóriumuk közelében gyűjtik, úgy véljük, hogy a mért koncentrációkból következtethetünk a táplálékukban és a környezetükben található nehézfém-koncentrációkra.

Eredményeink alapján nem lehet megállapítani, hogy valamelyik faj sérülékenyebb vagy érzékenyebb lenne, mint a többi, különösen abban az esetben, ha nincs bizonyíték a nehézfémek nagy koncentrációban való jelenlétére, ami mérgezést okozhat a vizsgált területen élő madarakban. Azonban a biomagnifikáció miatt a tápláléklánc magasabb szintjén elhelyezkedő fajok jobban ki vannak téve a mérzésnek.

Vizsgálatunk megerősíti a tollak a szárazföldi nehézfém-szennyezések biomonitoringjának lehetséges felhasználását. A mért koncentrációk és a rendelkezésre álló talajadatok alapján látható, hogy a vizsgált terület nem szennyezett olyan szinten a vizsgált nehézfémekkel, ami káros hatást gyakorolhat a madarakra. Ezért is lehet fontos a jövőben további mintavétel a vizsgálati területen, több madárfaj és táplálékuk vizsgálatának bevonásával is, hogy még több és részletesebb eredményt kaphassunk a fémek táplálékláncon belüli és a környezetben történő felhalmozódására, hogy folyamatosan nyomon követhessük a nehézfém-terheltséget és magasabb mért értékek esetén időben be tudjunk avatkozni, csökkenteni tudjuk a negatív hatásokat.

## 7. ÖSSZEFOGLALÁS

Világszerte számos kutatás foglalkozik vadmadarak tollmintáinak elemzésével, mert viszonylag könnyen kivitelezhető a vizsgálat és pontos képet kaphatunk a madarak közvetlen környezetének szennyezettségéről, mivel a tollakból mérhető nehézfém-tartalom korrelál a környezetből kimutathatóval.

Nehézfémek számos természetes és antropogén forrásból származhatnak. Az emberi tevékenységek közül kiemelendő a közlekedés, a mezőgazdasági tevékenységek, az elem- és akkumulátor-gyártás, a festék előállítás és egyéb ipari tevékenységek, amelyek együttesen tehetőek felelőssé a környezetünkbe kerülő szennyező anyagokért (Azimi et al., 2005).

Több faktor befolyásolja a tollakban mérhető nehézfém-koncentrációt, amelyek közül a legjelentősebbnek tekinthető a migráció, a vedlés, a táplálkozás, és az ökológiai életter.

Kutatásunk célja volt, hogy vadmadarak tollainak felhasználásával átfogó képet alakítsunk ki az ország különböző régióinak (Észak- és Dél-Alföldi régió, Észak-és Közép-Magyarországi régió) nehézfém-szennyezettségéről. Összesen 195 db tollmintát gyűjtöttünk 2013 novemberétől 2016 augusztusáig. A tollminták tizenhat fajtól származtak (balkáni gerle, házimalom, molnárfecske, füsti fecske, sarlósfecske, vetési varjú, dolmányos varjú, kormos varjú, fehér gólya, vörös vércse, karvaly, egerészölyv, kuvik, erdei fülesbagoly, macskabagoly, gyöngybagoly), amelyeket a táplálkozásuk és méretük alapján 9 csoportba, illetve csak a táplálkozásuk vizsgálatához további három csoportba soroltunk (Rovarevő, Mindenevő, Ragadozó).

A mintavétel során a következő adatokat vettük fel: a megtalálás ideje és helye, a madarak ivara és a kora (ahol lehetséges volt megállapítani). Nem-invazív mintavételi módszerrel gyűjtött mintákból meghatározásra került az arzén-, kadmium-, króm-, réz-, ólom-, higany- és cinktartalom. A fémtartalom meghatározása induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrométerrel (ICP-OES) végeztük.

Az adatok statisztikai kiértékelését IBM SPSS Statistics 25.0 statisztikai szoftverrel végeztük. Az analitikai vizsgálat során meghatározott fémkoncentrációk átlagértékeinek madárcsoportok közötti szignifikancia vizsgálatára, Welch-féle ANOVA-t használtunk. A kapott szignifikáns eltérések alapján, a csoportok páronkénti összehasonlítását Games-Howell, post-hoc teszttel végeztük. A fiatal és felnőtt, valamint a tojó és hím egyedek tollából kimutatható fémtartalom összehasonlítására a kétmintás t-próbát, a különböző táplálkozási csoportok



összehasonlítására a Kruskal-Wallis tesztet Bonferroni korrekcióval, valamint a fémek koncentrációja közötti korreláció meghatározására pedig a Spearman-féle rangkorrelációs együtthatót alkalmaztuk. Mivel a tollakban mért arzén és higany koncentráció több esetben kimutatási határérték alatt volt, ezért bizonyos esetekben ezeket a statisztikai elemzésből kihagytuk.

A három táplálkozási csoport között az arzén- és krómtartalom kivételével ( $p=0,848$  és  $p=0,859$ ) szignifikáns eltérést találtunk az összes fémtartalom tekintetében ( $p=0,000$ ). Eredményeink között több esetben is találtunk kiugró értékeket, ezeket kivettük a statisztikai kiértékelésből. A kapott eredményeinket a szakirodalmi adatokkal összehasonlítva nem találtunk olyan értékeket, ami arra enged következtetni, hogy a vizsgálati területünk az ott lévő ipari létesítmények ellenére is nehézfém-szennyezettség szempontjából kritikusnak tekinthető.

A két korcsoport között csak a Varjú csoportban találtunk szignifikáns eltérést a felnőtt és fiatal egyedek között a cink esetében, míg az ivarok között a fémtartalomra vonatkozólag szignifikáns különbség nem volt kimutatható.

A fémek koncentrációja közötti korrelációk vizsgálatánál pozitív korrelációt találtunk a kadmium és a réz, a króm, a higany, az ólom, a cink; a króm és a réz, az ólom, a cink; a réz és az ólom, a cink, valamint az ólom és a cink között.

Egyik vizsgált fém átlagkoncentrációjának esetében sem kaptunk a szakirodalomban található adatokhoz képest szignifikánsan magasabb értékeket, sőt több esetben hasonló vagy azoknál alacsonyabb koncentrációkat mértünk. Ezen eredmények alapján következtethetünk arra, hogy a mintaterületünk szennyezettsége nem jelentős. Hasonló jellegű mintavételeket mindenképpen érdemes folytatni, mivel ezáltal az élővilág állapotáról egy folyamatos adatsort kaphatunk, illetve időben értesülhetünk az esetleges folyamatban levő élővilágot károsító hatásokról. Ilyen folyamatok időben történő észlelésekor még lehetőségünk van a károk mérséklésére. Egyéb szövet- és szervminták elemzését is igénybe lehet venni az élővilág állapotáról való pontosabb kép kialakításához, ezek gyűjtése azonban a mi vizsgálatunkhoz képest egy nehezebben kivitelezhető, invazívabb beavatkozás, és az állat pusztulásához is vezethet vagy csak elhullott állatból vehetőek minták.

A jövőben javasolt további mintavétel a vizsgálati területen, hogy folyamatosan követni tudjuk a környezet nehézfém-terheltségét és így esetleges nagyobb számban előforduló kiugró értékek esetén időben be tudjunk avatkozni, csökkenteni tudjuk a káros hatásokat.

## 8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom témavezetőimnek, Dr. Budai Péter és Dr. Lehel József egyetemi docens uraknak, akik iránymutatásaikkal, hasznos tanácsaikkal hozzájárultak doktori értekezésem elkészítéséhez.

Köszönetemet szeretném kifejezni Dr. Déri Jánosnak, a hortobágyi Madárpark vezetőjének, hogy a tollminták gyűjtésével és a madarakkal kapcsolatos szakmai ismeretekkel lehetővé tette doktori értekezésem elkészülését.

Köszönöm Dr. Bartha Andrásnak az ICP-OES vizsgálatok elvégzéséhez nyújtott nélkülözhetetlen segítségét, valamint Dr. Menyhárt Lászlónak, aki az eredmények statisztikai feldolgozásában nyújtott elengedhetetlen segítséget.

Köszönet illeti szakdolgozómat Dr. Szabó Korinnát a mintagyűjtésben való segítségéért, és kolléganőmet, Dr. Kormos Évát az értekezésem átnézésekor tett hasznos észrevételeiért.

Minden támogatást és segítséget köszönök családomnak és barátaimnak.

## 9. IRODALOMJEGYZÉK

- Abdel-Mageed AB, Oehme FW (1990) A review of the biochemical roles, toxicity, and interactions of zinc, copper, and iron: I. Zinc. *Vet Hum Toxicol* 32:34–39.
- Abdullah M, Fasola M, Muhammad A, Malik SA, Bostan N, Bokhari H, Kamran MA, Shafqat MN, Alamdar A, Khan M, Ali N, Eqani S (2015) Avian feathers as a non-destructive bio-monitoring tool of trace metals signatures: A case study from severely contaminated areas. *Chemosphere* 119: 553–561.
- Abernathy CO, Liu Y-P, Longfellow D, Aposhian HV, Beck B, Fowler B, Goyer R, Menzer R, Rossman T, Thompson C, Waalkes M (1999) Arsenic: health effects, mechanisms of actions, and research issues. *Environ Health Perspect* 107: 593–597.
- Adams ML, Zhao FJ, McGrath SP, Nicholson FA, Chambers BJ (2004) Predicting cadmium concentrations in wheat and barley rain using soil properties. *J Environ Qual* 33:532–541.
- Akan JC, Abdulrahman FI, Sodipo OA, Chiroma YA (2010) Distribution of heavy metals in the liver, kidney and meat of beef, mutton, caprine and chicken from Kasuwan Shanu market in Maiduguri Metropolis, Borno state, Nigeria. *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology* 2:743-748.
- Ali I, Damdimopoulou P, Stenius U, Adamsson A, Mäkelä SI, Åkesson A, Berglund M, Håkansson H, Halldin K (2012) Cadmium-induced effects on cellular signaling pathways in the liver of transgenic estrogen reporter mice. *Toxicol sci: an official journal of the Society of Toxicology* 127:66–75. doi:10.1093/toxsci/kfs077.
- Alleva E, Francia N, Pandolfi M, De Marinis AM, Chiarotti F, Santucci D (2006) Organochlorine and heavymetal contaminants in wild mammals and birds of Urbino. *Arch Environ Contam Toxicol* 51:123–134.
- Araya M, Gonzalez M, Olivares M, Uauy R (2002) Biological effects of chronic copper exposure. Pp. 385-396 in *Handbook of Copper Pharmacology and Toxicology*, Massaro EJ, ed. Totowa NJ: Humana Press
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (1999) Toxicological profile for cadmium. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA: U.S.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2002) Toxicological profile for copper. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2003) Zinc. Online. Available at <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp60.html>.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2005) Toxicological profile for Zinc. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2012) Toxicological profile for chromium. Atlanta, GA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Azimi S, Ludwig A, Thévenot DR, Colin JL (2003) Trace metal determination in total atmospheric deposition in rural and urban areas. *Sci Total Environ* 308:247-256.
- Azimi S, Rocher R, Garnaud S, Varrault G, Thévenot DR (2005) Decrease of atmospheric deposition of heavy metals in an urban area from 1994 to 2002 (Paris, France). *Chemosphere* 61:645-651.
- Bakalli RI, Pesti GM, Ragland WL (1995) The magnitude of lead toxicity in broiler chickens. *Vet Hum Toxicol* 37:15–19.
- Baker DH, Ammerman CB (1995) Zinc bioavailability. Pp.367-398 in *Bioavailability of Nutrients for Animals: Amino Acids, Minerals, and Vitamins*, Ammerman CB, Baker DH, Lewis AJ, eds. Academic Press, San Diego.
- Baker DH, Czarnecki-Maulden GL (1987) Pharmacologic role of cysteine in ameliorating or exacerbating mineral toxicities. *J Nutr* 117:1003–1010.
- Barbieri E, Passos EA, Filippini A, dos Santos IS; Garcia CAB (2010) Assessment of trace metal concentration in feathers of seabird (*Larus dominicanus*) sampled in the Florianópolis, SC, Brazilian coast. *Environ Monit Assess* 169:631. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1202-4>
- Battaglia A, Ghidini S, Campanini G, Spaggiari R (2005) Heavy metal contamination in little owl (*Athene noctua*) and common buzzard (*Buteo buteo*) from northern Italy. *Ecotoxicol Environ Saf* 60:61–66.
- Baxter JC, Barry B, Johnson DE, Klienholz EW (1982) Heavy metal retention in cattle tissues from infestation of sewage sludge. *J Environ Qual* 11:616–620.
- Bearhop S, Waldron S, Thompson D, Furness R (2000) Bioamplification of mercury in great skua *Catharacta skua* chicks: the influence of trophic status as determined by stable isotope signatures of blood and feathers. *Mar Pollut Bull* 40 (2):181–185. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00205-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00205-2)
- Berg LR, Nordstrom JO, Ousterhout LE (1980) The prevention of chick growth depression due to dietary lead by increased dietary calcium and phosphorus levels. *Poult Sci* 59:1860–1863.
- Beyer WN, Dalgarn J, Dudding S, French JB, Mateo R, Miesner J, Sileo L, Spann J (2004) Zinc and lead poisoning in wild birds in the Tri-State Mining District (Oklahoma, Kansas, and Missouri). *Arch Environ Contam Toxicol* 48:108–117.
- Bhatnagar MK, Vrablic OE, Yamashiro S (1982) Ultrastructural alterations of the liver of pekin ducks fed methyl mercury-containing diets. *J Toxicol Environ Health* 10:981–1003.
- Bilandžić N, Sedak M, Okić S, Šimić B (2010) Wild Boar Tissue Levels of Cadmium, Lead and Mercury in Seven Regions of Continental Croatia. *Bull Environ Contam Tox* 84:738-743.
- Blood DC, Radostits OM, Arundel JH, Gay CC (1992) *Veterinary Medicine: A Textbook of the Diseases of Cattle, Sheep, Pigs, Goats and Horses* (7th ed.). Baillière Tindall Ltd., London.

- Bloom NS (1992) On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can J Fish Aquat Sci* 49:1010–1017.
- Bokori J, Fekete S (1995) Complex study of the physiological role of cadmium. I. Cadmium and its physiological role. *Acta Vet Hung* 43:3–43.
- Bokori J, Fekete S, Glavits R, Kadar I, Koncz J, Kovari L (1996) Complex study of the physiological role of cadmium. IV. Effects of prolonged dietary exposure of broiler chickens to cadmium. *Acta Vet Hung* 44:57–74.
- Bokori J, Gundel J, Herold I, Kakuk T, Kovács G, Mézes M, Schmidt J, Szigeti G, Vincze L (2003) A takarmányozás alapjai. *Mezőgazda Kiadó*
- Boncompagni E, Muhammad A, Jabeen R, Orvini E, Gandini C, Sanpera C, Ruiz X, Fasola M (2003) Egrets as monitors of trace-metal contamination in wetlands of Pakistan. *Arch Environ Contam Toxicol* 45:399-406.
- Bond AL, Diamond AW (2009) Total and methyl mercury concentrations in seabird feathers and eggs. *Arch Environ Contam Toxicol* 56(2):286-91. doi: 10.1007/s00244-008-9185-7.
- Boss Ch, Fredeen KJ (1997) Concepts, instrumentation, and techniques in inductively coupled plasma optical emission spectrometry. Perkin Elmer Corporation, U.S. A. in: Dr. Braun Mihály ICP Optikai emissziós spektrometria – Oktatási segédanyag
- Brait CHH, Antoniosi Filho NR (2011) Use of feathers of feral pigeons (*Columba livia*) as a technique for metal quantification and environmental monitoring. *Environ Monit Assess* 179:457-467.
- Braune BM (2007) Temporal trends of organochlorines and mercury in seabird eggs from the Canadian Arctic, 1975–2003. *Environ Pollut* 148 (2):599–613. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.11.024>
- Braune BM, Gaskin DE (1987) A mercury budget for the Bonaparte's gull during autumn moult. *Ornis Scand* 18:244–250.
- Bremner I (1987) Involvement of metallothionein in the hepatic metabolism of copper. *J Nutr* 117:19–29.
- Bremner I, Young BW, Mills CF (1976) Protective effect of zinc supplementation against copper toxicosis in sheep. *Br J Nutr* 36:551–561.
- Brenner IB, Zander AT (2000) *Spectrochimica Acta*. Part B 55:1195-1240. in: Dr. Braun Mihály ICP Optikai emissziós spektrometria – Oktatási segédanyag
- Bressler JP, Olivi L, Cheong JH, Kim Y, Bannona D (2004) Divalent metal transporter 1 in lead and cadmium transport. *Ann N Y Acad Sci* 1012:142–152.
- Brewer GJ, Hill GM, Dick RD, Prasad AS, Cossack ZT (1985) Interactions of trace elements: clinical significance. *J Am Coll Nutr* 4:33–38.
- Bridger MA, Thaxton JP (1983) Humoral immunity in the chicken as affected by mercury. *Arch Environ Contam Toxicol* 12:45–49.
- Brzoska MM, Moniuszko-Jakoniuk J (1998) The influence of calcium content in diet on cumulation and toxicity of cadmium in the organism. *Arch Toxicol* 72:63-73.

- Burger J (1993) Metals in avian feathers: Bioindicators of environmental pollution. *Review of Environ Toxicol* 5:203-311.
- Burger J (1995) A risk assessment for lead in birds. *J Toxicol Environ Health* 45:369–396.
- Burger J, Gochfeld M (1993) Heavy metal and selenium levels in feathers of young egrets and herons from Hong Kong and Szechuan, China. *Arch Environ Con Tox* 25:322-327.
- Burger J, Gochfeld M (1997) Risk, mercury levels, and birds: relating adverse laboratory effects to field biomonitoring. *Environ Res* 75:160–172.
- Burger J, Gochfeld M (2000a) Metal levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the northern Pacific Ocean. *Sci Total Environ* 257:37-52.
- Burger J, Gochfeld M (2000b) Effects of lead on birds (Laridae): a review of laboratory and field studies. *J Toxicol Environ Health Part B: Critical Reviews* 3:59–78.
- Burger J, Gochfeld M (2000c) Metals in albatross feathers from Midway Atoll: influence of species, age, and nest location. *Environ Res* 82:207–221.
- Burger J, Gochfeld M (2001) Metal levels in feathers of cormorants, flamingos and gulls from the coast of Namibia in Southern Africa. *Environ Monit Assess* 69:195–203.
- Burger J, Gochfeld M (2004) Metal levels in eggs of common terns (*Sterna hirundo*) in New Jersey: temporal trends from 1971 to 2002. *Environ Res* 94:336-343
- Burger J, Tsipoura N, Niles LJ, Gochfeld M, Dey A, Mizrahi D (2015) Mercury, lead, cadmium, arsenic, chromium and selenium in feathers of shorebirds during migrating through Delaware Bay, New Jersey: comparing the 1990s and 2011/2012. *Toxics* 3:63-74.
- Burger, J., M. Gochfeld. (1995) Behavior effects of lead exposure on different days for gull (*Larus argentatus*) chicks. *Pharmacol Biochem Behav* 50(1):97-105.
- Cain BW, Sileo L, Franson JC, Moore J (1983) Effects of dietary cadmium on mallard ducklings. *Environ Res* 32:286–297.
- Cake KM, Bowins RJ, Vaillancourt C, Gordon CL, McNutt RH, Laporte R, Webber CE, Chettle DR (1996) Partition of circulating lead between serum and red cells is different for internal and external sources of lead. *Am J Ind Med* 29:440–445.
- Carlson L, Townsend K (2014) "*Corvus frugilegus*" (On-line), Animal Diversity Web. Accessed July 08, 2019 at [https://animaldiversity.org/accounts/Corvus\\_frugilegus/](https://animaldiversity.org/accounts/Corvus_frugilegus/)
- Carpenter JW, Andrews GA, Nelson BW (2004) Zinc toxicosis in a free-flying Trumpeter Swan (*Cygnus buccinator*). *J Wildl Dis* 40:769-774.
- Chen C, Wang N, Nie X, Han B, Li Q, Chen Y, Zhai H, Zhu C, Chen Y, Xia F, Lu M, Lin D, Lu Y (2016) Blood Cadmium Level Associates with Lower Testosterone and Sex Hormone-Binding Globulin in Chinese men: from SPECT-China Study, 2014. *Biol Trace Elem Res* 171(1):71-8. doi: 10.1007/s12011-015-0526-x.
- Cheney MA, Hacker CS, Schroder GD (1981) Bioaccumulation of lead and cadmium 1 in the Louisiana heron (*Hydranassa tricolor*) and the cattle egret (*Bubulcus ibis*). *Ecotoxicol Environ Saf* 5:211–224.

- Cheng K, Wang Y, Tian H, Gao X, Zhang Y, Wu X, Zhu C, Gao J (2015) Atmospheric emission characteristics and control policies of five precedent-controlled toxic heavy metals from anthropogenic sources in China. *Environ Sci Technol* 49:1206–1214. doi:10.1021/es5037332.
- Chiou PWS, Chen CL, Chen KL, Wu CP (1999) Effect of high dietary copper on the morphology of gastro-intestinal tract in broiler chickens. *Asian-Australas. J Anim Sci* 12(4):548–553.
- Christmas RB, Harms RH (1979) The effect of supplemental copper and methionine on the performance of turkey poults. *Poult Sci* 58:382–384.
- Chung KH, Kang MH, Kim CS, Han IK, Lee KN (1983) The toxicity of trivalent chromium and its interaction with cobalt and zinc in the chick. *Korean J Anim Sci* 25:686–691
- Cifuentes JM, Becker PH, Sommer U, Pacheco P, Schlatter R (2003) Seabird eggs as bioindicators of chemical contamination in Chile. *Environ Pollut* 126:123-137.
- Costa RA, Petronilho JMS, Soares AMVM, Vingada, JV (2011) The use of passerine feathers to evaluate heavy metal pollution in Central Portugal. *Bull Environ Contam Toxicol* 86:352-356.
- Cousins RJ (1996) Zinc. Pp.293–306 in *Present Knowledge in Nutrition*, E. E. Ziegler and L. J. Filer, Jr., eds. Washington, D.C.: ILSI Press.
- Cousins RJ, King JC (2004) Zinc. In *Modern Nutrition in Health and Disease*. Shils ME, Ross AC, Cousins RJ, eds. Philadelphia: Lea and Febiger.
- Custer TW, Osborn RG (1978) Feeding habitat use by colonially-breeding herons, egrets, and ibises in North Carolina. *Auk* 95:733-743.
- Dauwe T, Bervoets L, Pinxten R, Blust R, Eens M (2003) Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: effects of molt and external contamination. *Environ Pollut* 124: 429–436.
- Dauwe T, Lieven B, Ellen J, Rianne P, Ronny B, Marcel E (2002) Great and blue tit feathers as biomonitors for heavy metal pollution. *Ecol Indic* 1 (4):227–234. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00008-0](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00008-0)
- Dayan AD, Paine AJ (2001) Mechanisms of chromium toxicity, carcinogenicity and allergenicity: review of the literature from 1985 to 2000. *Human Exp Toxicol* 20:439–451.
- De Luca-Abbott SB, Wong BSF, Peakall DB, Lam PKS, Young L, Lam MHW, Richardson BJ (2001) Review of effects of water pollution on the breeding success of water birds, with particular reference to ardeids in Hong Kong. *Ecotoxicology* 10:327–349.
- Demichele SJ (1984) Nutrition of lead. *Comp Biochem Physiol* 78:401-408.
- Deng H, Zhang Z, Chang C, Wang Y (2007) Trace metal concentration in great tit (*Parus major*) and Greenfinch (*Carduelis sinica*) at the Western Mountains of Beijing. *China Environ Pollut* 148:620–626.
- Denneman WD, Douben PET (1993) Trace metals in primary feathers of the Barn owl (*Tyto alba guttatus*) in the Netherlands. *Environ Pollut* 82:301-310.

- Dobrovolsky VV (1994) Biogeochemistry of the world's land. CRC, Boca Raton, Florida, USA.
- Donaldson Jr. RM, Barreras RF (1966) Intestinal absorption of trace quantities of chromium. *J Lab Clin Med* 68:484–493.
- Duker AA, Carranza EJM, Hale M (2005) Arsenic geochemistry and health. *Environ Int* 31:631–641.
- Edens FW, Garlich JD (1983) Lead-induced egg production decrease in leghorn and Japanese quail hens. *Poult Sci* 62:1757–1763.
- EEA (European Environment Agency) Report: (2017) Air quality in Europe - 2017 report. Luxembourg: Publications Office of the European Union. doi:10.2800/850018.
- Eens M, Pinxten R, Verheyen RF, Blust R, Bervoets L (1999) Great and blue tits as indicators of heavy metal contamination in terrestrial ecosystems. *Ecotoxicol Environ Saf* 44:1–85.
- Eeva T, Ahola M, Lehtikoinen E (2009) Breeding Performance of Blue tits (*Cyanistes caeruleus*) and Great tits (*Parus major*) in a Heavy Metal Polluted Area. *J Environ Poll* 157:3126–3131.
- Eeva T, Belskii E, Kuranov B (2006) Environmental pollution affects genetic diversity in wild bird populations. *Mutation Research* 608:8-15.
- Eeva T, Lehtikoinen E (2000) Pollution: recovery of breeding success in wild birds. *Nature* 403:851–852.
- Eeva T, Lehtikoinen E, Rönkä M (1998) Air pollution fades the plumage of the Great Tit. *Functional Ecology* 12:607-612.
- EFSA (European Food Safety Authority) (2005) Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to arsenic as undesirable substance in animal feed. *EFSA J* 180, pp.1-35.
- EFSA (European Food Safety Authority) (2009) Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain: Arsenic in food. *EFSA J*. 7(10) 1351, p.199.
- Egwumah FA, Egwumah PO, Tyowua BT (2017) An Investigation of Chromium Toxicity in the Wild Population of Black-Headed Oriole *Oriolus brachyrhynchus* (Swainson, 1837) Using Atomic Absorption Spectrometry (AAS). *Int J Avian & Wildlife Biol* 2(5): 00031. doi: 10.15406/ijawb.2017.02.00031
- Eisler R (1988). Lead hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review, 9 Biological Report 85, US Fish and Wildlife Service, Laurel, MD
- El Muayed M, Raja MR, Zhang X, MacRenaris KW, Bhatt S, Chen X, Urbanek M, O'Halloran TV, Lowe Jr. WL (2012) Accumulation of cadmium in insulin-producing beta cells. *Islets* 4:405–416. doi:10.4161/isl.23101.
- El-Begearmi MM, Ganther HE, Sunde ML (1980) Toxicity of mercuric chloride in Japanese quail as affected by methods of incorporation into the diet. *Poult Sci* 59:2216–2220.
- Elinder CG (1992) Cadmium as an environmental hazard. *IARC Sci. Publ.* 123–132.



- Elliott JE (1992) Incidence of leadpoisoning in Bald Eagles and lead shot in waterfowlgizzards from British Columbia 1988–91. CanadianWildlife Service Program Note No. 200. CanadianWildlife Service. Quebec, Canada.
- Evers DC, Savoy LJ, DeSorbo CR, Yates DE, Hanson W, Taylor KM, Siegel LS, Cooley Jr. JH, Bank MS, Major A, Munney K, Mower BF, Vogel HS, Schoch N, Pokras M, Goodale MW, Fair J (2008) Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons. *Ecotoxicology* 17:69-81.
- Falq G, Zeghnoun A, Pascal M, Vernay M, Le SY, Garnier R (2011) Blood lead levels in the adult population living in France the French nutrition and health survey (ENNS 2006–2007). *Environ Int* 37:565–571.
- Farzan SF, Karagas MR, Chen Y (2013) In utero and early life arsenic exposure in relation to long-term health and disease. *Toxicol Appl Pharmacol* 272(2):384-90.
- Fasola M, Movalli RA, Gandini C (1998) Heavy metals, organocholire pesticides and PCBs in eggs and feather of heron breeding in northern Italy. *Arch Environ Contam Toxicol* 34:87–93.
- Fianko JR, Osaè S, Adomako D, Adotey DK, Serfor-Armah Y (2007) Assessment of heavy metal pollution of the Iture Estuary in the central region of Ghana. *Environ Monit Assess* 131: 467–473.
- Forsman D (1999) The raptors of Europe and the Middle East: a handbook of field identification. T & A D Poyser, London, England S: 269–271.
- Fossi MC, Massi A, Lari L, Marsili L, Focardi S, Leonzio C, Renzoni A (1995) Interspecies differences in mixed function oxidase activity in birds: relationship between feeding habits, detoxication activities and organochlorine accumulation. *Environ Pollut* 90:15–24.
- Fransson T., Jansson L., Kolehmainen T., Kroon C, Wenninger T. (2017) EURING list of longevity records for European birds
- Frantz A, Pottier MA, Karimi B, Corbel H, Aubry E, Haussy C, Gasparini J, Castrec-Rouelle M (2012) Contrasting levels of heavy metals in the feathers of urban pigeons from close habitats suggest limited movements at a restricted scale. *Environ Pollut* 168:23–28.
- Frederick P, Jayasena N (2011) Altered pairing behaviour and reproductive success in white ibises exposed to environmentally relevant concentrations of methylmercury. *P Roy Soc B* 278:1851-1857.
- Freeman GB, Dill JA, Johnson JD, Kurtz PJ, Parham F, Matthews HB (1996) Comparative absorption of lead from contaminated soil and lead salts by weanling fischer 344 rats. *Fundam Appl Toxicol* 33:109–119.
- Friend M, Franson JC (1999) Field manual of wildlife diseases—general field procedures and diseases of birds; 1999; Federal Government Series; ITR; 1999-0001, <https://pubs.er.usgs.gov/publication/itr19990001>
- Fritsch C, Cosson R. P, Coeurdassier M, Raoul F, Giraudoux P, Crini, N, de Vaufléury A, Scheifler R. (2010) Responses of wild small mammals to a pollution gradient: Host factors influence metal and metallothionein levels. *Environ Pollut* 158:827-840.

- Fullmer CS, Oku T, Wasserman RH (1980) Effect of cadmium administration on intestinal calcium absorption and vitamin D-dependent calcium-binding protein. *Environ Res* 22:386–399.
- Fullmer CS, Wasserman RH (1985) Intestinal absorption of arsenate in the chick. *Environ Res* 36:206–217.
- Furness RW, Monaghan P (Ed.) (1987) *Seabird ecology*. New York: Chapman & Hall. 164 p.
- Galey FD, Slenning BD, Anderson ML, Breneman PC, Littlefield ES, Melton LA, Tracy ML (1990) Lead concentrations in blood and milk from periparturient dairy heifers seven months after an episode of acute lead toxicosis. *J Vet Diagn Invest* 2:222–226.
- Gangoso L, Alvarez-Lloret PA, Rodriguez-Navarro AAB, Mateo R, Hiraldo F, Donazar JA (2009) Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources. *Environ Pollut* 157:569-574.
- Garner R, Levallois P (2016) Cadmium levels and sources of exposure among Canadian adults. *Health reports* 27:10–18.
- Georgievskii VI, Annenkov BN, Samokhin VI (1979) *Mineral Nutrition of Animals*. Butterworths, London.
- Giammarino M, Quatto P, Squadrone S, Abete MC (2014) The hooded crow (*Corvus cornix*) as an environmental bioindicator species of heavymetal contamination. *Bull Environ Contam Toxicol* 93:410–416.
- Gill KD, Gupta V, Sandhir R (2003) Ca<sup>2+</sup>/calmodulin-mediated neurotransmitter release and neurobehavioural deficits following lead exposure. *Cell Biochem Funct* 21:345–353.
- Godt J, Scheidig F, Grosse-Siestrup C, Esche V, Brandenburg P, Reich A, Groneberg DA (2006) The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. *J OccupMed Toxicol* 1:22. doi:10.1186/1745-6673-1-22.
- Goede AA, de Bruin M (1984) The use of bird feather part as a monitor for metal pollution. *Environ Pollut* 8:281–298.
- Goodale MW, Evers DC, Mierzykowski SE, Bond AL, Burgess NM, Otorowski CI, Welch LJ, Hall CS, Ellis JC, Allen RB, Diamond AW, Kress SW, Taylor RJ (2008) Marine Foraging Birds As Bioindicators of Mercury in the Gulf of Maine. *EcoHealth* 5:409-425.
- Goutner V, Papagiannis I, Kalfakakou V (2001) Lead and cadmium in eggs of colonially nesting waterbirds of different position in the food chain of Greek wetlands of international importance. *Sci Total Environ* 267:169-176.
- Grissom Jr. RE, Thaxton JP (1985) Onset of mercury toxicity in young chickens. *Arch Environ Contam Toxicol* 14:193–196.
- Grissom Jr. RE, Thaxton JP (1986) Interaction of mercury and water deprivation on the hematology of chickens. *J Toxicol Environ Health* 19:65–74.
- Grúz A, Déri J, Szemerédy G, Szabó K, Kormos É, Bartha A, Lehel J, Budai P (2018) Monitoring of heavy metal burden in wild birds at eastern/north-eastern part of Hungary. *Environ Sci Pollut Res Int.* 25(7):6378-6386. doi: 10.1007/s11356-017-1004-0. Epub 2017 Dec 16.

- Guerra MC, Renzulli C, Pozzetti AL, Paolini M, Speroni E (2002) Effects of trivalent chromium on hepatic CYP-linked monooxygenases in laying hens. *J Appl Toxicol* 22:161–165.
- Guitart R, Sachana M, Caloni F, Croubels S, Vandenbroucke V, Berny P (2010) Animal poisoning in Europe. Part 3: wildlife. *Vet J* 183 (3):260–265. <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2009.03.033>
- Ha M, Kwon HJ, Lim MH, Jee YK, Hong YC, Leem JH, Sakong J, Bae JM, Hong SJ, Roh YM, Jo SJ (2009) Low blood levels of lead and mercury and symptoms of attention deficit hyperactivity in children: A report of the children's health and environment research (CHEER). *NeuroToxicology* 30:31–36.
- Hahn E, Hahn K, Stoeppler M (1989) Schwermetalle in Federn von Habichten (*Accipiter gentilis*) aus unterschiedlich belasteten Gebieten. *J Ornithol* 130(3):303–309
- Hambidge KM, Casey CE, Krebs NF (1986) Zinc. Pp. 1–37 in *Trace Elements in Human and Animal Nutrition*, W. Mertz, ed. Academic Press, Orlando FL.
- Harms RH, Buresh RE (1987) Influence of three levels of copper on the performance of turkey poults with diets containing two sources of methionine. *Poult Sci* 66(4):721–724. <https://doi.org/10.3382/ps.0660721>
- Harris ED (1997) Copper. Pp.231–273 in *Handbook of Nutritional Essential Mineral Elements*, B. L. O'Dell and R. A. Sunde, eds, New York: Marcel Dekker.
- Heinz GH, Hoffman DJ, Klimstra JD, Stebbins KR, Kondrad SL, Erwin CA (2009) Species differences in the sensitivity of avian embryos to methylmercury. *Arch Environ Contam Toxicol* 56:129–138.
- Hennig A, Hartmann G, Gruhn K, Anke M (1968) Contraceptive action of cadmium in laying hens. *Naturwissenschaften* 55:551.
- Henny CJ, Hill EF, Hoffman DJ, Spalding MG, Grove RA (2002) Nineteenth century mercury: Hazard to wading birds and cormorants of the Carson River, Nevada. *Ecotoxicology* 11:213–231.
- Hermayer KL, Stake PE, Shippe RL (1977) Evaluation of dietary zinc, cadmium, tin, lead, bismuth and arsenic toxicity in hens. (Abstr.) *Poult Sci* 56:1721.
- Hernandez M, Margalida A (2009) Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) population. *Environ Res* 109:837–842.
- Hill CH, Matrone G (1970) Chemical parameters in the study of in vivo and in vitro interactions of transition elements. *Fed Proc* 29:1474–1481.
- Hill EF, Shaffner CS (1976) Sexual maturation and productivity of Japanese quail fed graded concentrations of mercuric chloride. *Poult Sci* 55:1449–1459.
- Hill EF, Soares Jr. JH (1987) Oral and intramuscular toxicity of inorganic and organic mercury chloride to growing quail. *J Toxicol Environ Health* 20:105–116.
- Hill MK (2010) *Understanding Environmental Pollution*, third ed. Cambridge University Press
- Hindell MA, Brothers N, Gales R (1999) Mercury and cadmium concentrations in the tissues of three species of southern albatrosses. *Polar Biol* 22:102–108.

- Hoffman RTD, Curnow RD (1979) Mercury in herons, egrets, and their foods. *J Wildl Manage* 43:85–93.
- Hollamby S, Afema-Azikuru J, Sikarskie JG, Kaneene JB, Bowerman WW, Fitzgerald SD, Cameron K, Gandolf AR, Hui GN, Dranzoa C, Rumbeiha WK (2004) Mercury and persistent organic pollutant concentrations in African fish eagles, marabou sotricks, and Nile tilapia in Uganda. *J Wildl Dis* 40:501-514.
- Honda K, Nasu T, Tatsukawa R (1986) Seasonal changes in mercury accumulation in the Black-eared Kite, *Milvus migrans lineatus*. *Environ Pollut* 42(4):325-334.
- Horai S, Watanabe I, Takada H, Iwamizu Y, Hayashi T, Tanabe S, Kuno K (2007) Trace element accumulations in 13 avian species collected from the Kanto area, Japan. *Sci Total Environ* 373(2-3):512-25.
- Hsu PC, Guo YL (2002) Antioxidant nutrients and lead toxicity. *Toxicology* 180:33–44.
- Hui CA (2002). Concentrations of chromium, manganese, and lead in air and in avian 18 eggs. *Environ Pollut* 120:201–6.
- Hyun C, Filippich LJ (2004) Inherited copper toxicosis with emphasis on copper toxicosis in Bedlington terriers. *J Exp Anim Sci* 43:39–64.
- Iavicoli I, Fontana L, Bergamaschi A (2009) The effects of metals as endocrine disruptors. *J Toxicol Env Heal B, Critical reviews* 12:206–223 doi:10.1080/10937400902902062.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety) (1989) *Environmental Health Criteria 85-Lead, Environmental Aspects*, Geneva.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety) (1992) *Environmental Health Criteria 134: Cadmium*. World Health Organization, Geneva.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety) (1995) *Environmental Health Criteria 165-Inorganic Lead*. World Health Organization, Geneva.
- Jackson A, Evers D, Etterson M, Condon A, Folsom S, Detweiler J, Schmerfeld J, Cristol DA (2011) Mercury exposure affects the reproductive success of a free-living terrestrial songbird, the Carolina Wren (*Thryothorus ludovicianus*). *Auk* 128:759–769.
- Jackson N, Stevenson MH (1981) A study of the effects of dietary added cupric oxide on the laying, domestic fowl and a comparison with the effects of hydrated copper sulfate. *Br J Nutr* 45:99–110.
- Jackson N, Stevenson MH, Kirkpatrick G McC (1979) Effects of the protracted feeding of copper sulfate-supplemented diets to laying, domestic fowl on egg production and on specific tissues, with special reference to mineral content. *Br J Nutr* 42:253–266.
- James P (2018) *Corvus corone* (Online), Animal Diversity Web. Accessed July 08, 2019 at [https://animaldiversity.org/accounts/Corvus\\_corone/](https://animaldiversity.org/accounts/Corvus_corone/)
- Janaydeh M, Ismail A, Zulkifli ZS, Bejo HM, Aziz AAN, Tannenah A (2016) The use of feather as an indicator for heavy metal contamination in house crow (*Corvus splendens*) in the Klang area, Selangor Malaysia. *Environ Sci Pollut Res* doi 10.1007/s11356-016-7223-y.
- Jancic SA, Stosic BZ (2014) Cadmium effects on the thyroid gland. *Vitam Horm* 94:391–425. doi:10.1016/b978-0-12-800095-3.00014-6.

- Janssens E, Dauwe T, Bervoets L, Eens M (2002) Inter- and intraclutch variability in heavy metals in feathers of Great Tit nestlings (*Parus major*) along a pollution gradient. *Arch Environ Contam Toxicol* 43:323-329.
- Järup L (2003) Hazards of heavy metal contamination. *Br Med Bull* 68:167-182.
- Järup L, Akesson A (2009) Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicol Appl Pharm* 238:201–208. doi:10.1016/j.taap.2009.04.020.
- Jayakumar R, Muralidharan S (2011) Metal Contamination in Select Species of Birds in Nilgiris District, Tamil Nadu, India. *Bull Environ Contam Toxicol* 87:166.
- JICA (2002) Kenya planning and evaluation department. A country profile on environment Available from [http://iodeweb1.vliz.be/odin/bitstream/1834/779/1/kenya\\_14.pdf](http://iodeweb1.vliz.be/odin/bitstream/1834/779/1/kenya_14.pdf).
- Jókainé SzZs (2007) A Higanyspeciáció lehetőségei. Doktori értekezés. Budapest Corvinus Egyetem. Budapest
- Karimi M-HS, HassanpourM, Pourkhabbaz A-R, Błaszczuk M, Paluch J, Binkowski ŁJ (2016) Trace element concentrations in feathers of five Anseriformes in the south of the Caspian Sea, Iran. *Environ Monit Assess* 188:1–7.
- Katz SA, Salem H (1994) *The Biological and Environmental Chemistry of Chromium*. New York: VCH Publishers.
- Kavun VY (2004) Heavy metals in organs and tissues of the European black vulture (*Aegypius monachus*): dependence on living conditions. *Russ J Ecol* 35(1):51–54.
- Kendall RJ, Scanlon PF (1981) Effects of chronic lead ingestion on reproductive characteristics of ringed turtle doves *Streptopelia risoria* and on tissue lead concentrations of adults and their progeny. *Environ Pollut* 26:203–213.
- Kenntner N, Crettenand Y, Funfstuck H, Janovsky M, Tataruch M (2007) Lead poisoning and heavy metal exposure of golden eagles (*Aquila chrysaetos*) from the European Alps. *J Ornith* 148: 173–177.
- Kenntner N, Krone O, Altenkamp R, Tataruch F (2003) Environmental contaminants in liver and kidney of free-ranging northern goshawks (*Accipiter gentilis*) from three regions of Germany. *Arch Environ Contam Toxicol* 45:128–135.
- Kerby J. L, Richards-Hrdlicka KL, Storfer A, Skelly DK (2010) An examination of amphibian sensitivity to environmental contaminants: Are amphibians poor canaries? *Ecol Lett* 13:60-67.
- Kertész V, FánCSI T (2003) Adverse effects of (surface water pollutants) Cd, Cr and Pb on the embryogenesis of the mallard. *Aquat Toxicol* 65(4):425–433. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(03\)00155-3](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(03)00155-3)
- Kim EY, Goto R, Tanabe S, Tanaka H, Tatsukawa R (1998) Distribution of 14 elements in tissues and organs of oceanic seabirds. *Arch Environ Contam Toxicol* 35 (4):638–645. <https://doi.org/10.1007/s002449900426>

- Kim J, Koo TH (2007) Heavy metal concentrations in diet and livers of black-crowned night heron *Nycticorax nycticorax* and grey heron *Ardea cinerea* chicks from Pyeongtaek, Korea. *Ecotoxicology* 16 (5):411–416. <https://doi.org/10.1007/s10646-007-0143-3>
- Kim J, Oh J-M (2014) Concentration of trace elements in feathers of waterfowl, Korea. *Environ Monit Assess* 186:8517–8525.
- King JC, Keen CL (1999) Zinc. Pp. 223–239 in *Modern Nutrition in Health and Disease*, Shils ME, Olson JA, Shike M, Ross AC, eds. Lea and Febiger, Philadelphia.
- Kitchin KT (2001) Recent advances in arsenic carcinogenesis: modes of action, animal model systems, and methylated arsenic metabolites. *Toxicol Appl Pharmacol* 172:249–261.
- Klaassen CD, Casarett LJ, Doull J (2013) *Toxicology: The Basic Science of Poisons*, 8th edition. McGraw-Hill Publishers pp. 65–100
- Klimkiewicz MK, Fitcher AG (1989) Longevity records of North American birds-Supplement. *J Field Ornithol* 60 (4):469–494.
- Kopp SJ, Barron JT, Tow JP (1988) Cardiovascular actions of lead and relationship to hypertension: a review. *Environ Health Perspect* 78:91–99.
- Kuroda K, Yoshida K, Yasukawa A, Wanibuchi H, Fukushima S, Endo G (2001) Enteric bacteria may play a role in mammalian arsenic metabolism. *Appl Organometal Chem* 15:548–552.
- Laczay P (2013) *Élelmiszer higiénia, élelmiszerlánc-biztonság*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, p.82-94.
- Láng I (2002) *Környezet és természetvédelmi lexikon I-II*. Akadémiai Kiadó, Budapest 1256., p.
- Laskowski R (1991) Are the top carnivores endangered by heavy-metal biomagnification? *Oikos* 60: 387–390.
- Leach RM, Wang Jr. KW, Baker DE (1979) Cadmium and the food chain: the effect of dietary cadmium on tissue composition in chicks and laying hens. *J Nutr* 109:437–443.
- Ledoux DR, Henry PR, Ammerman CB, Rao PV, Miles RD (1991) Estimation of the relative bioavailability of inorganic copper sources for chicks using tissue uptake of copper. *J Anim Sci* 69:215–222.
- Lee DP (2003) Lead and cadmium accumulation levels in Korean raptors. *Kor J Orni* 10(2):103–108
- Lee DP, Honda K, Tatsukawa R, Won PO (1989) Distribution and residue level of mercury, cadmium and lead in Korean birds. *Bull Environ Contam Toxicol* 43:550-555.
- Leeson S, Zubair AK, Squires EJ, Forsberg C (1997) Influence of dietary levels of fat, fiber, and copper sulfate and fat rancidity on cecal activity in the growing turkey. *Poult Sci* 76:59–66.
- Legagneux P, Suffice P, Messier JS, Lelievre F, Tremblay JA, Maisonneuve C, Saint-Louis R, Bêty J (2014) High risk of leadcontamination for scavengers in an area with high moose hunting success. *PLoS One* 9:e111546

- Lehel J, Gál J, Faragó S, Berta E, Andrásófszky E, Fekete SGy, Mándoki M, Budai P, Kormos É, Marosán M (2013) Evaluation of mercury and lead content in the liver of the cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) population of Kis-Balaton, Hungary. *Acta Vet Hung* 61:187-196.
- Lehel J, Laczay P (2011) *Toxikológia (Az ökotoxikológus MSc szak hallgatói számára)*. Szent István Egyetemi Kiadó, Budapest.
- Lien T, Chen S, Shiaw S, Froman DP, Hu CY (1996) Chromium picolinate reduces laying hen serum and egg yolk cholesterol. *Prof Anim Sci* 12:77–80.
- Linder MC (2002) Biochemistry and molecular biology of copper in mammals. Pp.3–32 in *Handbook of Copper Pharmacology and Toxicology*, E. J. Massaro, ed. NJ: Humana Press, Totowa.
- Lodenius M, Solonen T (2013) The use of feathers of birds of prey as indicators of metal pollution. *Ecotoxicology* 22:1319-1334.
- Lonnerdal B (1989) Intestinal absorption of zinc. Pp. 33–55 in *Zinc in Human Biology*, Mills CF, ed. Springer-Verlag, London.
- Lonnerdal B (2000) Dietary factors influencing zinc absorption. *J Nutr* 130:1378–1383.
- Lovászi P (szerk.) (2013) *Fajmegőrzési terv – Fehér gólya (Ciconia ciconia)*. Vidékfejlesztési Minisztérium, Környezetügyért Felelős Államtitkárság.
- Lu JX, Combs Jr, GF, Fleet JC (1990) Time-course studies of pancreatic exocrine damage induced by excess dietary zinc in the chick. *J Nutr* 120:389–397.
- Luan Sh, Schleicher RG, Pilon MJ, Francis D, Bulman FD, Coleman GN (2001) *Spectrochimica Acta. Part B* 56:1143-1157. in: Dr. Braun Mihály ICP Optikai emissziós spektrometria – Oktatási segédanyag
- Lubran MM (1980) Lead toxicity and heme biosynthesis. *Ann Clin Lab Sci* 10:402–413.
- Lundholm CE (1995) Effects of methyl mercury at different dose regimes on eggshell formation and some biochemical characteristics of the eggshell gland mucosa of the domestic fowl. *Comp Biochem Physiol C Pharmacol Toxicol Endocrinol* 110:23–28.
- Magos L, Brown AW, Sparrow S, Bailey E, Snowden RT, Skipp WR (1985) The comparative toxicology of ethyl- and methylmercury. *Arch Toxicol* 57:260–267.
- Malik RN, Jadoon WA, Husain SZ (2010) Metal contamination of surface soils of industrial city Sialkot, Pakistan: a multivariate and GIS approach. *Environ Geochem Health* 32:179–191.
- Malik RN, Zeb N (2009) Assessment of environmental contamination using feathers of *Bubulcus ibis* L., as a biomonitor of heavy metal pollution, Pakistan. *Ecotoxicology* 18 (5):522–536. <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0310-9>
- Mandal BK, Suzuki KT (2002) Arsenic round the world: a review. *Talanta* 58:201–235.
- Mandal P (2017) An insight of environmental contamination of arsenic on animal health. *Emerg Contam* 3(1):17-22. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2017.01.004>

- Manjula M, Mohanraj R, Prashanthi Devi M (2015) Biomonitoring of heavy metals in feathers of eleven common bird species in urban and rural environments of Tiruchirappalli, India. *Environ Monit Assess* 187:267.
- Mansouri B, Pourkhabbaz A, Babaei H, Hoshyari E (2011) Heavy metal contamination in feathers of Western Reef Heron (*Egretta gularis*) and Siberian gull (*Larus heuglini*) from Hara biosphere reserve of Southern Iran. *Environ Monit Assess* 184(10):6139-45. doi: 10.1007/s10661-011-2408-9. Epub
- March BE, Poon R, Chu S (1983) The dynamics of ingested methyl mercury in growing and laying chickens. *Poult Sci* 62:1000–1009.
- Maretta M, Marettova E, Skrobanek P, Ledec M (1995) Effect of mercury on the seminiferous epithelium of the fowl testis. *Acta Vet Hung* 43:153–161.
- Mashroofeh A, Bakhtiari AR, Ghobeishavi A, Ahmadpour M, Asadi A, Ahmadpour M, Hosseini SH, Eskandari T, Burger J (2015) Mercury levels in avian feathers from different trophic levels of eight families collected from the northern region of Iran. *Environ Monit Assess* 187(5):275.
- Massanyi P, Tataruch F, Slameka J, Toman R, Jurik R (2003). Accumulation of lead, cadmium, and mercury in liver and kidney of the brown hare (*Lepus europaeus*) in relation to the season, age, and sex in the west Slovakian lowland. *J Environ Sci Heal A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. 38:1299-1309. Chen C, Wang N, Nie X, Han B, Li Q, Chen Y, Zhai H, Zhu C, Chen Y, Xia F, Lu M, Lin D, Lu Y (2016) Blood Cadmium Level Associates with Lower Testosterone and Sex Hormone-Binding Globulin in Chinese men: from SPECT-China Study, 2014. *Biol Trace Elem Res* 171:71–78, doi:10.1007/s12011-015-0526-x.
- Mateo R, Guitart R (2003) Heavy metals in livers of waterbirds from Spain. *Arch Environ Contam Toxicol* 44:398-404.
- Maud J, Rumsby P (2008) Using science to create a better place - A review of the toxicity of arsenic in air. Science Report – SC020104/SR4. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, BS32 4UD
- Mazumder Guha DN (2008) Chronic arsenic toxicity & human health Indian. *J Med Res* 128:436-447.
- McCormick CC, Cunningham DL (1984) High dietary zinc and fasting as methods of forced resting: a performance comparison. *Poult Sci* 63:1201–1206.
- McDowell LR (2003) *Minerals in Animal and Human Nutrition*. Amsterdam: Elsevier.
- McNeil SI, Bhatnagar MK (1985) Ultrastructure of the testis of pekin ducks fed methyl mercury chloride: seminiferous epithelium. *Am J Vet Res* 46:2019–2025.
- Meck M, Love D, Mapani B (2006) Zimbabwean mine dumps and their impacts on river water quality - a reconnaissance study. *Phys Chem Earth* 31: 797–803.
- Meine C (2010) Conservation biology: Past and present. In: Sodhi, N. S, Ehrlich P.R. (Eds.), *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, Oxford, pp.7-26.
- Metcheva R, Yurukova L, Teodorova S, Nikolova E (2006) The penguin feathers as bioindicator of Antarctica environmental state. *Sci Total Environ* 362(1-3):259-65.



- Mézes M (szerk.) (2013) Takarmánytoxikológia. Szent István Egyetemi Kiadó Nonprofit Kft., Gödöllő. 24. oldal
- Miller WJ (1970) Zinc nutrition of cattle: a review. *J Dairy Sci* 53:1123-1135.
- Mohan D, Chaudhary A, Shalini G (2008) Pattern of Trace Metals Accumulation in Different Trophic Levels of Lake Kailana, Jodhpur (India). *The 12th world lake conference*: 373-377.
- Montaser A, Golightly DW (1987) Inductively coupled plasmas in analytical atomic spectrometry. WCH pp1:660. in: Dr. Braun Mihály ICP Optikai emissziós spektrometria – Oktatási segédanyag
- Morcombe PW, Petterson DS, Ross PJ, Edward JR (1994) Soil and agronomic factors associated with cadmium accumulations in kidneys of grazing sheep. *Aust Vet J* 71:404–406.
- Morgan RV (1994) Lead poisoning in small companion animals: an update (1987–1992). *Vet Hum Toxicol* 36:18–22.
- Movalli PA (2000) Heavy metal and other residues in feathers of laggar falcon *Falco biarmicus* jugger from six districts of Pakistan. *Environ Pollut* 109(2):267–275.
- Muralidharan S, Jayakumar R, Vishnu G (2004) Heavy metals in feathers of six species of birds in the district Nilgiris, India. *Bull Environ Contam Toxicol* 73 (2):285-91.
- Murphy EW, Brewington CR, Welss BW, Nelson MA (1979) Health and safety aspects of the use of mechanically deboned poultry. *Food Safety and Quality Services*. Department of Agriculture, Washington, D.C., U.S.
- Musacchio E, Perissinotto E, Sartori L, Veronese N, Punzi L, Zambon S, Manzato E, Baggio G, Corti MC, Crepaldi G, Ramonda R (2016) Hyperuricemia, Cardiovascular Profile, and Comorbidity in Older Men and Women: The Pro.V.A. Study. *Rejuvenation Res* 20(1):42-49. doi: 10.1089/rej.2016.1834.
- Nabulo G, Oryem OH, Diamond M (2006) Assessment of lead, cadmium and zinc contamination of roadside soils, surface films and vegetables in Kampala city, Uganda. *Environ Res* 101: 42–52.
- Naccari C, Cristani M, Cimino F, Arcoraci T, Trombetta D (2009) Common buzzards (*Buteo buteo*) bio-indicators of heavy metals pollution in Sicily (Italy). *Environ Int* 35 (3):594–598. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.11.002>.
- Nam DH, Lee DP (2006a) Reproductive effects of heavy metal accumulation on breeding feral pigeons (*Columba livia*). *Sci Total Environ* 366:682–687.
- Nam DH, Lee DP (2006b) Monitoring for Pb and Cd pollution using feral pigeons in rural, urban, and industrial environments of Korea. *Sci Total Environ* 357:288-295.
- Narjes O (2013) Biomonitoring of heavy metals in birds in Iran in relation to trophic levels. *Int Res J Basic Appl Sci* 4(11):3478-3485.
- Nawrot T, Plusquin M, Hogervorst J, Roels HA, Celis H, Thijs L, Vangronsveld J, Van Hecke E, Staessen JA (2006) Environmental exposure to cadmium and risk of cancer: a prospective population-based study. *The Lancet, Oncology* 7:119–126. doi:10.1016/s1470-2045(06)70545-9.

- NCM (Nordic Council of Ministers) (2003) Cadmium Review. ([https://www.who.int/ifcs/documents/forums/forum5/nmr\\_cadmium.pdf](https://www.who.int/ifcs/documents/forums/forum5/nmr_cadmium.pdf))
- Needleman H (2004) Lead poisoning. *Annu Rev Med* 55:209–222.
- Nemery B (1990) Metal toxicity and the respiratory tract. *Eur Respir J* 3:202–219.
- Nguyen HL, Leermakers M, Kurunczi S, Bozo L, Baeyens W (2005) Mercury distribution and speciation in lake Balaton, Hungary. *Sci Total Environ* 340:231–246.
- Nie X, Wang N, Chen Y, Chen C, Han B, Zhu C, Chen Y, Xia F, Cang Z, Lu M, Meng Y, Jiang B, D Jensen M, Lu Y (2016) Blood cadmium in Chinese adults and its relationships with diabetes and obesity. *Environ Sci Pollut Res Int* 23(18):18714-23. doi: 10.1007/s11356-016-7078-2.
- Nighat S, Iqbal S, Nadeem MS, Mahmood T, Shah SI (2013) Estimation of heavy metal residues from the feathers of Falconidae, Accipitridae, and Strigidae in Punjab, Pakistan. *Turk J Zool* 37:488-500.
- Nordberg GF (1971) Effects of acute and chronic cadmium exposure on the testicles of mice. *Environ Physio Biochem* 1:171–187.
- Norouzi M, Mansouri B, Hamidian AH, Ebrahimi T, Kardoni F (2012) Comparison of the metal concentrations in the feathers of three bird species from southern Iran. *Bull Environ Contam Toxicol* 89:1082. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0798-1>
- NRC (National Research Council) (1980) Mineral Tolerance of Domestic Animals. National Academy Press, Washington, D.C.
- NRC (National Research Council) (2005) Mineral Tolerance of Animals 2nd edition. National Academic Press, Washington D.C.
- O'Halloran TV (1993) Transition metals in control of gene expression. *Science* 46:715–725.
- O'Donoghue PD, Cross TF, O'Halloran J (1998) Bill colour as an ageing technique in the Hooded Crow *Corvus corone cornix*: A cautionary note, 19:(1)1-4, doi:10.1080/03078698.1998.9674153 Staav R, Fransson T (2006) EURING list of longevity records for European birds. ([http://www.euring.org/data\\_and\\_codes/longevity.htm](http://www.euring.org/data_and_codes/longevity.htm); 2011. 11. 21.
- Offenbacher EG, Pi-Sunyer FX, Stoecker BJ (1997) Chromium. Pp. 389–412 in *Handbook of Nutritionally Essential Mineral Elements*, O'Dell BL, Sunde RA, eds. Marcel Dekker, New York.
- Orlowski G, Polechonski R, Dobicki W, Zawada Z (2007): Heavy metal concentrations in the tissues of the black-headed gull. *Pol J Ecol* 55:783-79.
- Ortego J, Jiménez M, Díaz M, Rodríguez RC (2006) Mercury in feathers of nestling eagle owls, *Bubo bubo* l, and muscle of their main prey species in Toledo province, Central Spain. *Bull Environ Contam Toxicol* 76 (4):648–655. <https://doi.org/10.1007/s00128-006-0969-z>
- OSHA (Occupational Safety and Health Administration) (2002) U.S. Department of Labor, Copper (<http://www.osha.gov/SLTC/metalsheavy/copper.html>)

- Ott EA, Smith WH, Harrington RB, Stob M, Parker HE, Beeson WM (1966) Zinc toxicity in ruminants. III. Physiological changes in tissues and alterations in rumen metabolism in lambs. *J Anim Sci* 25:424–431.
- Ott EA, Smith WH, Stob M, Parker HE, Beeson WM (1965) Zinc deficiency syndrome in the young calf. *J Anim Sci* 24:735–741.
- Padilla MA, Elobeid M, Ruden DM, Allison DB (2010) An examination of the association of selected toxic metals with total and central obesity indices: NHANES 99-02. *Int J Env Res Pub He* 7:3332–3347. doi:10.3390/ijerph7093332.
- Pagliuca A, Mufti GJ, Baldwin D, Lestas AN, Wallis RM, Bellingham AJ (1990) Lead poisoning: clinical, biochemical, and haematological aspects of a recent outbreak. *J Clin Pathol* 43:277–281.
- Pain DJ (1992) Lead poisoning of waterfowl: a review. in lead poisoning in waterfowl. Pain D. J. (ed.). *IWRB Spec. Publ.* 16:7–13.
- Pain DJ, Sears J, Newton T (1995) Lead concentrations in birds of prey in Britain. *Environ Pollut* 87: 173–180.
- Pain, DJ, Amiard-Triquet C (1993) Lead poisoning of raptors in France and elsewhere. *Ecotoxicol Environ Saf* 25:183–192.
- Palma L, Beja P, Tavares PC, Monteiro LR (2005) Spatial variation of mercury levels in nesting Bonelli's eagles from Southwest Portugal: effects of diet composition and prey contamination. *Environ Pollut* 134: 549–557.
- Papp S, Kümme R (1992) *Környezetekémia*. Akadémiai Kiadó, Budapest 359, p.
- Pattee OH, Carpenter JW, Fritts SH, Rattner BA, Wiemeyer SN, Royle JA, Smith MR (2006) Lead poisoning in captive andean condors (*Vultur gryphus*). *J. Wildlife Dis.*, 42(4):772–779.
- Pearl DS, Ammerman CB, Henry PR, Littell RC (1983) Influence of dietary lead and calcium on tissue lead accumulation and depletion, lead metabolism and tissue mineral composition in sheep. *J Anim Sci* 56:1416–1426.
- Perryman LE, Leach DR, Davis WC, Mickelson WD, Heller SR, Ochs HD, Ellis JA, Brummerstedt G (1989) Lymphocyte alterations in zinc-deficient calves with lethal trait A46. *Vet Immunol Immunopathol* 21:239–248.
- Persia ME, Parsons CM, Baker DH (2003) Amelioration of oral copper toxicity in chicks by dietary additions of ascorbic acid, cysteine and zinc. *Nutr Res* 23:1709–1718.
- Pesti GM, Bakalli RI (1996) Studies on the feeding of cupric sulfate pentahydrate and cupric citrate to broiler chickens. *Poult Sci* 75(9):1086–1091. <https://doi.org/10.3382/ps.0751086>
- Phillips C, Gyori Z, Kovacs B (2003) The effect of adding cadmium and lead alone or in combination to the diet of pigs on their growth, carcass composition and reproduction. *J Sci Food Agric* 83:1357–1365.

- Pilastro A, Congju L, Tallandini L, Turchetto M (1993) The use of bird feathers for monitoring of cadmium pollution. *Arch Environ Contam Toxicol* 24 (3):355–358. <https://doi.org/10.1007/BF01128733>
- Pon JPS, Beltrame O, Marcovecchio J, Favero M, Gandini P (2011) Trace metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn) in feathers of black-browed albatross attending the Patagonian shelf. *Mar Environ Res* 72(1–2):40–45.
- Pounds JG, Long GJ, Rosen JF (1991) Cellular and molecular toxicity of lead in bone. *Environ Health Perspect* 91:17–32.
- Prasada Rao PV, Jordan SA, Bhatnagar MK (1989) Combined nephrotoxicity of methylmercury, lead, and cadmium in pekin ducks: metallothionein, metal interactions, and histopathology. *J Toxicol Environ Health* 26:327–348.
- Prescott CW (1983) Clinical findings in dogs and cats with lead poisoning. *Aust Vet J* 60:270–271.
- Pribilincova J, Maretova E, Kosucky J, Maretta M (1996) The effect of phenyl mercury on reproductive performance in laying hens. *Acta Vet Hung* 44:377–387.
- Prokisch J (2010) Vigyázat, mérég! Dr. Aliment Kft., Debrecen, 35–78, 91.
- Quansah R, Armah FA, Essumang DK, Luginaah I, Clarke E, Marfoh K (2015) Association of arsenic with adverse pregnancy outcomes/infant mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environ Health Perspect* 123(5):412–21.
- Reiczigel J, Harnos A, Solymosi N (2010) Biostatiztika nem statisztikusoknak. Pars Kft, Nagykovácsi
- Robbins KR, Baker DH (1980) Effect of sulfur amino acid level and source on the performance of chicks fed high levels of copper. *Poult Sci* 59:1246–1253.
- Roque I, Lourenço R, Marques A, Coelho JP, Coelho C, Pereira E, Rabaça JE, Roulin A (2016) Barn owl feathers as biomonitors of mercury: sources of variation in sampling procedures. *Ecotoxicology* 25:469–480.
- Rubio I, Martinez-Madrid M, Méndez-Fernández L, Galarza A, Rodriguez P (2016) Heavy metal concentration in feathers of little egret (*Egretta garzetta*) nestlings in three coastal breeding colonies in Spain. *Ecotoxicology* 25:30–40.
- Sandstead HH (1995) Requirements and toxicity of essential trace elements, illustrated by zinc and copper. *Am J Clin Nutr* 61(3 Suppl):621–624.
- Sato S, Okabe M, Emoto T, Kurasaki M, Kojima Y (1997) Restriction of cadmium transfer to eggs from laying hens exposed to cadmium. *J Toxicol Environ Health* 51:15–22.
- Saylor WW, Leach RM (1980) Intracellular distribution of copper and zinc in sheep: effect of age and dietary levels of the metals. *J Nutr* 110:448–459.
- Scheifler R, Coeurdassier M, Morilhat C, Bernard N, Faivre B, Flicoteaux P, Giraudoux P, Noël M, Piotte P, Rieffel D, de Vaufleury A, Badot PM (2006) Lead concentrations in feathers and blood of common blackbirds (*Turdus merula*) and in earthworms inhabiting unpolluted and moderately polluted urban areas. *Sci Total Environ* 371:197–205.

- Scheuhammer AM (1987) The chronic toxicity of aluminum, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. *Environ Pollut* 46:263–295.
- Scheuhammer AM, Meyer MW, Sandheinrich MB, Murray MW (2007) Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio* 36:12–18.
- Schwartz K, Mertz W (1959) Chromium (III) and the glucose tolerance factor. *Arch Biochem Biophys* 85:292–295
- Shakoor MB, Niazi NK, Bibi I, Murtaza G, Kunhikrishnan A, Seshadri B, Shahid M, Ali S, Bolan NS, Ok YS (2016) Remediation of arseniccontaminated water using agricultural wastes as biosorbents. *Crit Rev Environ Sci Technol* 46:467-499.
- Shao X, Cheng H, Li Q, Lin C (2013) Anthropogenic atmospheric emissions of cadmium in China. *Atmospheric Environment* 79:155–160, doi:10.1016/j.atmosenv.2013.05.055.
- Sharma RP, Street JC, Verma MP, Shupe JL (1979) Cadmium uptake from feed and its distribution to food products of livestock. *Environ Health Perspect* 28:59–66.
- Sheppard SC, Grant CA, Sheppard MI, De Jong R, Long J (2009) Risk indicator for agricultural inputs of trace elements to Canadian soils. *J Environ Qual* 38:919–932.
- Silbergeld EK, Sauk J, Somerman M, Todd A, McNeill F, Fowler B, Fontaine A, van Buren J (1993) Lead in bone: storage site, exposure source, and target organ. *Neurotoxicology* 14:225–236.
- Sileo L, Beyer WN, Mateo R (2003) Pancreatitis in wild zinc poisoned waterfowl. *Avian Pathol* 32:655–660.
- Slooff W (1990) Integrated criteria document chromium. Bilthoven, Netherlands, National Institute of Public Health and Environmental Protection. (Report no. 758701002).
- Smith RM, Leach RM, Muller LD, Griel Jr. LC, Baker DE (1991) Effects of long-term dietary cadmium chloride on tissue, milk, and urine mineral concentrations of lactating dairy cows. *J Anim Sci* 69:4088–4096
- Snoeijs T, Dauwe T, Pinxten R, Vandesande F, Eens M (2004) Heavy metal exposure affects the humoral immune response in a free-living small songbird, the Great Tit (*Parus major*). *Arch Environ Contam Toxicol* 46:399-404.
- Soares Jr. JH (1973) The comparative effect of oral ingestion of methyl mercury on chicks and rats. *Poult Sci* 52:452–458.
- Solonen T, Lodenius M (1984) Mercury in Finnish Sparrowhawks *Accipiter nisus*. *Ornis Fenn* 61:58-63.
- Solonen T, Lodenius M (1990) Feathers of birds of prey as indicators of mercury contamination in southern Finland. *Holarct Ecol* 13:229–237.
- Spahn SA, Sherry TW (1999) Cadmium and lead in exposure associated with reduced growth rates, poorer fledging success of Little Blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in South Louisiana wetlands. *Arch Environ Contam Toxicol* 37:377–384. doi: 10.1007/s002449900528.

- Staaav R, Fransson T (2006): EURING list of longevity records for European birds. ([http://www.euring.org/data\\_and\\_codes/longevity.htm](http://www.euring.org/data_and_codes/longevity.htm))
- Stoeppler M (2004) Arsenic. pp.1321–1364 in *Elements and Their Compounds in the Environment: Occurrence, Analysis and Biological Relevance*, 2nd ed., Vol. 3, Nonmetals, Particular Aspects, Merian E, Anke M, Ihnat M, Stoeppler M, eds. Weinheim: Wiley-VCH.
- Stoica A, Katzenellenbogen BS, Martin MB (2000) Activation of estrogen receptor  $\alpha$  16 by the heavy metal cadmium. *Mol Endocrinol* 14:545–53.
- Stout JH, Trust KA (2002) Elemental and organochlorine residues in bald eagles from Adak Island, Alaska. *J Wildl Dis* 38(3): 511–517.
- Sugár É, Tóth E (2010) Méreg királya – királyok mérge” arzénmódosulatók vizsgálata élelmiszerekből HPLC-ICP-MS csatolással. *Akadémiai beszámoló, élelmiszerhigiéniák* 36.p. 8.
- Sweedler JV, Jalkian RD, Pomeroy RS, Denton MB (1989) *Spectrochimica Acta* 44B 7:683-692. in: Dr. Braun Mihály ICP Optikai emissziós spektrometria – Oktatási segédanyag
- Swiergosz-Kowalewska R (2001) Cadmium distribution and toxicity in tissues of small rodents. *Microsc Res Tech* 55:208–222.
- Talloon W, Lens L, Van Dongen S, Matthysen E (2008) Feather development under environmental stress: lead exposure effects on growth patterns in Great Tits *Parus major*. *Bird Study* 55:108-117.
- Thaxton JP, Gilbert J, Hester PY, Brake J (1982) Mercury toxicity as compared to adrenocorticotropin-induced physiological stress in the chicken. *Arch Environ Contam Toxicol* 11:509–514.
- Thaxton P, Parkhurst CR, Cogburn LA, Young PS (1975) Adrenal function in chickens experiencing mercury toxicity. *Poult Sci* 54:578–584.
- Thomas DJ, Styblo M, Lin S (2001) The cellular metabolism and systemic toxicity of arsenic. *Toxicol Appl Pharmacol* 176:127-144.
- Thompson DR, Furness RW (1989) Comparison of the levels of total and organic mercury in seabird feathers. *Mar Pollut Bull* 20:577-579.
- Tolins M, Ruchirawat M, Landrigan P (2014) The developmental neurotoxicity of arsenic: Cognitive and behavioral consequences of early life exposure. *Ann Glob Health* 80(4):303-14.
- Tompa A (2005) A környezeti ártalmak rákkeltő hatása. *Magyar Tudomány*. 2005/8. p: 971. *Onkológia* 2005.
- Tsipoura N, Burger J, Feltesd R, Yacabuccia J, Mizrahie D, Jeitner C, Gochfeld M (2008) Metal concentrations in three species of passerine birds breeding in the Hackensack Meadowlands of New Jersey. *Environ Res* 107:218–228.
- Underwood EJ (1977) *Trace Elements in Human and Animal Nutrition*, 4th ed. Academic Press, New York.

- Underwood EJ, Suttle NF (1999) *The Mineral Nutrition of Livestock* (3rd ed). New York: CABI Publishing.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2010) Mid-Atlantic Risk Assessment. (<http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rbconcentration.table/usersguide.htm>)
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service) (1986) Use of lead shot for hunting migratory birds in the United States. Final supplemental environmental impact statement. Washington D. C.
- USGS (U.S. Geological Survey) (1984) Element concentrations in soils and other surficial materials of the conterminous United States. United States Geological Survey Professional Paper 1270. Government Printing Office. Washington, D.C. U.S.
- Vallee BL, Falchuk KH (1993) The biochemical basis of zinc physiology. *Physiol Rev* 73:79–118.
- Van Assche FJ (1998) A stepwise model to quantify the relative contribution of different environmental sources to human cadmium exposure. NiCad '98, Prague, Czech Republic, 9:21–22
- Van Nieuwenhuyse D, Génot JC, Johnson DH (2008) *The Little Owl: Conservation, Ecology and Behavior of Athene noctua*. Cambridge University Press, New York.
- Van Vleet JF (1982) Amounts of twelve elements required to induce selenium- vitamin E deficiency in ducklings. *Am J Vet Res* 43:851–857.
- Várallyay Gy, Szabóné Kele G, Berényi Üveges J, Marth P, Karkalik A, Thury I (2010) Soil conditions in Hungary based on the data from the Soil Conservation Information and Monitoring System (SIMS). Ministry of Agricultural and Rural Development. Budapest. ISBN 978-963-06-6861-3
- Vargha M, Bártfai B, Bufa-Dórr Zs, Izsák B, Károlyi F, Sebestyén Á (2019) Magyarország ivóvízminősége, 2017. Nemzeti Népegészségügyi Központ
- Varnai VM, Piasek M, Blanusa M, Saric MM, Simic D, Kostial K (2001) Calcium supplementation efficiently reduces lead absorption in suckling rats. *Pharmacol Toxicol* 89:326–330.
- Vas Z, Fuisz T, Privigyei Cs, Tóth L (2011) Hazai ragadozó madaraink felismerése, vedlése, kor- és ivarhatározása. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 134 p.
- Viarengo A, Burlando B, Bolognesi C (2002) Cellular responses to copper in aquatic organisms. Pp.417–431 in *Handbook of Copper Pharmacology and Toxicology*, E. J. Massaro, ed. NJ: Humana Press, Totowa.
- Waele JD, Nyambe IA, Gregorio AD, Gregorio FD, Simasiku S, Follesa R, Nkemba S (2004) Urban waste landfill planning and karstic groundwater resources in developing countries: the example of Lusaka (Zambia). *J Afr Earth Sci* 39: 501–508.
- Waldner C, Checkley S, Blakley B, Pollock C, Mitchell B (2002) Managing lead exposure and toxicity in cow–calf herds to minimize the potential for food residues. *J Vet Diagn Invest* 14:481–486.

- Walker (1990) CH Persistent pollutants in fish-eating birds: bioaccumulation, metabolism and effects. *Aquat. Toxicol.*, 17:293–324.
- Wallia A, Allen NB, Badon S, El Muayed M (2014) Association between urinary cadmium levels and prediabetes in the NHANES 2005–2010 population *Int J Hyg Environ Health* 217:854–860. doi:10.1016/j.ijheh.2014.06.005.
- Wang J, Rogers SR, Pesti GM (1987) Influence of choline and sulfate on copper and toxicity and substitution of an antagonism between methionine and copper supplements to chick diets. *Poult Sci* 66:1500–1507.
- Wayland M, Bollinger T (1999) Lead exposure and poisoning in bald eagles and golden eagles in the Canadian Prairie Provinces. *Environ Pollut* 104:341–350.
- Webb JL (1966) *Enzymes and Metabolic Inhibitors*. Vol. 3. Academic Press, New York, pp.595–793.
- Weigand E, Kirchgessner M (1979) Change in apparent and true absorption and retention of dietary zinc with age in rats. *Biol Trace Elem Res* 1:347–358.
- Wentink R, Carbone J (1994) Nuclear Instruments and Methods in Physics Research. A 347: 552-528. in: Dr. Braun Mihály ICP Optikai emissziós spektrometria – Oktatási segédanyag
- Wester RC, Maibach HI, Sedik L, Melendres J, DiZio S, Wade M (1992) In vitro percutaneous absorption of cadmium from water and soil into human skin. *Fundam Appl Toxicol* 19:1–5.
- White DH, Finley MT (1978) Uptake and retention of dietary cadmium in mallard ducks. *Environ Res* 17:53–59.
- White DH, Finley MT, Ferrell JF (1978) Histopathologic effects of dietary cadmium on kidneys and testes of mallard ducks. *J Toxicol Environ Health* 4:551–558.
- Whitney MC, Cristol DA (2018) Impacts of Sublethal Mercury Exposure on Birds: A Detailed Review. *Rev Environ Contam Toxicol* 244:113-163. doi: 10.1007/398\_2017\_4.
- WHO (World Health Organization) (1998) Copper. *Environmental Health Criteria* 200. Geneva.
- WHO (World Health Organization) *Environmental Health Criteria-224* (2003) Arsenic and Arsenic Compounds (2nd ed.), Geneva.
- Wideman RF, Kirby YK, Barton TL, Clark D, Bayyari GR, Huff WE, Moore PA, Dunn PA (1996) Excess dietary copper triggers enlargement of the proventriculus in broilers. *J Appl Poult Res* 5:219–230.
- Wiersma D, Van Goor BJ, van der Veen NG (1986) Cadmium, Lead, Mercury and Arsenic Concentrations in Crops and Corresponding Soils in The Netherlands. *J Agric Food Chem* 34:1067–1074.
- Wood EC, Worden AN (1973) The influence of dietary copper concentration on hepatic copper in the duckling, and the chick. *J Sci Food Agric* 24:167–174.
- Wood JM, Wang HK (1983) Microbial resistance to heavy metals. *Environ Sci Technol* 17:82–90.



- Woolson EA (1983) Emissions, cycling and effects of arsenic in soil ecosystems. pp.51-139 in Biological and Environmental Effects of Arsenic, B. A. Fowler, ed. Amsterdam: Elsevier.
- Yabe J, Ishizuka M, Umemura T (2010) Current levels of heavy metal pollution in Africa. *J Vet Med Sci* 72(10):1257-63.
- Yamac E, Ozden M, Kirazli C, Malkoc S (2019) Heavy-metal concentrations in feathers of cinereous vulture (*Aegypius monachus* L.) as an endangered species in Turkey. *Environ Sci Pollut R* 26:833–843.
- Youssef SA, El-Sanousi AA, Afifi NA, El Brawy AM (1996) Effect of subclinical lead toxicity on the immune response of chickens to Newcastle disease virus vaccine. *Res Vet Sci* 60:13–16.
- Yu S, West CE, Beynen AC (1994) Increasing intakes of iron reduces status, absorption and biliary excretion of copper in rats. *Br J Nutr* 71:887–895.
- Zaccaroni A, Amorena M, Naso B, Castellani G, Lucisano A, Stracciari GL (2003) Cadmium, chromium and lead contamination of *Athene noctua*, the Little owl, of Bologna and Parma, Italy. *Chemosphere* 52:1251-1258.
- Zalups RK, Lash LH (1994) Advances in understanding the renal transport and toxicity of mercury. *J Toxicol Environ Health* 42:1–44.
- Zamani-Ahmadm Mahmoodi R, Esmaili-Sari A, Savabieasfahani M, Bahramifar N (2009) Cattle egret (*Bubulcus ibis*) and Little egret (*Egretta garzetta*) as monitors of mercury contamination in Shadegan Wetlands of south-western Iran. *Environ Monit Assess* 166(1-4):371-7.
- Zarrintab M, Mirzaei R, Mostafaei G, Dehghani R, Akbari H (2016) Concentrations of metals in feathers of magpie (*Pica pica*) from Aran-O-Bidgol city in Central Iran. *B Environ Contam Toxicol* 96:465–471.
- Zolfaghari G, Esmaili-sari A, Mahmoud S (2007) Examination of mercury concentration in the feathers of 18 species of birds in southwest Iran. *Environ Res* 104: 258–265.

## Internetes hivatkozások

http1: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>

http2: [http://www.hazipatika.com/taplalkozas/taplalekkiegeszitok/cikkek/a\\_krom\\_szerepe\\_etrendunkben/20120903101951](http://www.hazipatika.com/taplalkozas/taplalekkiegeszitok/cikkek/a_krom_szerepe_etrendunkben/20120903101951)

http3: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-09/documents/chromium-compounds.pdf>

http4: <https://madarpark.hu/galeriak/>

http5: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Vetési varjú. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-corfru>. Letöltés dátuma: 2019-02-05

http6: <https://www.arcanum.hu/hu/online-kiadvanyok/Madaraink-madaraink-1/magyarorszag-madarai-1B3B/tuzetes-resz-magyarorszag-madarainak-leirasa-elterjedese-es-eletrajza-5A1/xiii-rend-eneklok-oscines-1029/xxxix-csalad-varjufelek-corvidae-10FB/a-alcsalad-varjak-corvinae-10FD/111-nem-varju-corvus-l-1758-10FF/a-varju-corvus-cornix-l-1758-111F/>

http7: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Dolmányos varjú. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-cornix> Letöltés dátuma: 2019-02-05

http8: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Kormos varjú. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-corone>. Letöltés dátuma: 2019-02-05

http9: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Egerészölyv. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-butbut>. Letöltés dátuma: 2019-02-05

http10: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Karvaly. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-accnis>. Letöltés dátuma: 2019-02-05

http11: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Fehér gólya. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-ciccic>. Letöltés dátuma: 2019-02-05

http12: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Erdei fülesbagoly.<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-asiotu>. Letöltés dátuma: 2019-02-12

http13: [http://tomorkenyi-szeged.sulinet.hu/tanosvenyek/szegedparkjai/10.\\_ll/rd\\_flbfg.htm](http://tomorkenyi-szeged.sulinet.hu/tanosvenyek/szegedparkjai/10._ll/rd_flbfg.htm)

http14: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Macskabagoly.<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-stralu>. Letöltés dátuma: 2019-02-12

http15: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Kuvik.<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-athnoc> . Letöltés dátuma: 2019-02-09

http16: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Gyöngybagoly.<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-tytalb>Letöltés dátuma: 2019-02-12

http17: [https://www.allaboutbirds.org/guide/Barn\\_Owl/id](https://www.allaboutbirds.org/guide/Barn_Owl/id)

http18: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Vörös vércse. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-faltin>. Letöltés dátuma: 2019-02-13

http19: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Parlagi galamb.<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-colica>. Letöltés dátuma: 2019-02-13

http20: <https://ebird.org/species/cowpig1>

http21: <https://www.arcanum.hu/hu/online-kiadvanyok/Brehm-brehm-allatok-vilaga-8CCA/madarak-aves-3091/i-oregrend-tarajos-mellcsontuak-carinatae-323A/negyedik-rend-lileszeru-madarak-charadriiformes-40AD/elso-alrend-galambok-columbae-40B3/2-csalad-galamb-felek-columbidae-40CB/2-alcsalad-erdei-galamb-formak-columbinae-40E6/galamb-columba-linn-40E8/hazigalambok-4106/>

http22: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Balkáni gerle.<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-strdec>. Letöltés dátuma: 2019-02-13

http23: <https://www.tiszatoelovilaga.hu/balkani-gerle/>

http24: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Molnárfecske. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-delurb>.  
Letöltés dátuma: 2019-02-13

http25: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Füstifecske. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-hirrus>. Letöltés dátuma: 2019-02-13

http26: <http://fecskefigyelo.mme.hu/content/fajok/fusti-fecske>

http27: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2019) Magyarország madarai: Sarlósfecske <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-apuapu>. Letöltés dátuma: 2019-02-13

http28: [https://animaldiversity.org/accounts/Apus\\_apus/](https://animaldiversity.org/accounts/Apus_apus/)

http29: <http://www.termeszetvilaga.hu/tv2001/tv0109/antal.html>

http30: [http://kognitiv.elte.hu/statisztika/index.php/K%C3%A9tmint%C3%A1s\\_t-pr%C3%B3ba](http://kognitiv.elte.hu/statisztika/index.php/K%C3%A9tmint%C3%A1s_t-pr%C3%B3ba)

http31: <https://statistics.laerd.com/spss-tutorials/kruskal-wallis-h-test-using-spss-statistics.php>

http32: <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=A0900006.KVV>

http33: <https://kockazatos.hu/anyag/kadmium>

## 10. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

### 10.1. Magyar nyelvű tézispontok

- 1) Magyarország különböző régióiban (Észak- és Dél-Alföldi régió, Észak-és Közép-Magyarországi régió) élő több különböző családba tartozó madárfaj tollában analitikai vizsgálatokkal mértük az arzén, a kadmium, a króm, az ólom, a higany, a réz és a cink koncentrációját. Vizsgálati eredményeink alapján megállapítottuk, hogy az adott területeken egy-egy pontszerű szennyezéstől eltekintve nem volt jelentős, mérgezést okozó mérhető nehézfém-koncentráció.
- 2) Meghatároztuk a madárcsoportokon (Varjú, Bagoly, Kuvik, Karvaly, Vércse, Ölyv, Gólya, Fecske, Galamb) belül az arzén, a kadmium, a króm, az ólom, a higany, a réz és a cink koncentrációinak korcsoport szerinti megoszlását. A felnőtt varjú egyedek tollában szignifikánsan magasabb cinkkoncentrációt mértünk a fiatal egyedekéhez képest. A többi fém és madárfaj esetében nem találtunk szignifikáns eltérést.
- 3) Megvizsgáltuk, az egyes csoportokon (Varjú, Bagoly, Kuvik, Karvaly, Vércse, Ölyv, Gólya, Fecske, Galamb) belül az egyedek tollában található ólom-, higany-, kadmium-, arzén-, króm-, cink- és rézkoncentráció ivartól való függését. A különböző ivarok (tojók és hímek) átlagos fémtartalma nem mutatott szignifikáns eltérést egyik fém esetében sem.
- 4) Hazánkban elsőként mutattunk ki szignifikáns eltérést a különböző táplálkozási csoportok (Ragadozó, Mindenevő, Rovarevő) tollmintáiban mérhető kadmium-, réz-, higany-, ólom- és cinkkoncentráció között. A Ragadozók és Rovarevők között a Cd és, a Cu esetében a Ragadozóknál, míg az Pb-nél a Rovarevőkben volt magasabb a fémkoncentráció kimutatható. A Rovarevők és Mindenevők között a Cd esetében a Mindenevőkben, az Pb és a Hg esetében, a Rovarevőkben volt magasabb a koncentráció, míg a Ragadozók és Mindenevők között, a Cd-koncentráció a Mindenevőkben, a Cu-, a Hg- és a Zn-koncentráció a Ragadozóknál volt magasabb mennyiségben mérhető.
- 5) Meghatároztuk a vizsgált fémek koncentrációja közötti korrelációt. A leggyakoribb pozitív korreláció a Cd és a Pb (Ölyv, Bagoly, Fecske csoport), a Cd és a Zn (Ölyv, Bagoly, Fecske csoport), a Cu és a Zn (Vércse, Ölyv és Bagoly csoport), valamint az Pb és a Zn (Ölyv, Vércse, Fecske, Bagoly csoport) között volt kimutatható. Negatív korreláció a Fecske csoportnál a Cd és a Cu, illetve az Pb és a Hg között, a Varjú csoportnál az Pb és Zn között, a Galamb csoportnál a Cd és a Cr között, míg a Karvaly csoportnál a Cd és a Hg között fordult elő.

## 10.2. Angol nyelvű tézispontok

1) We analyzed the arsenic, cadmium, chromium, lead, mercury, copper and zinc concentration in the feather of several bird species from different regions of Hungary (Northern and Southern Great Plain, Northern and Central Hungary). Based on our results, it was found that there was no significant concentration of heavy metals that could cause poisoning, aside from few point source pollutions.

2) The age distribution of the heavy metal (arsenic, cadmium, chromium, lead, mercury, copper, zinc) concentrations within the bird groups (Crows, Buzzards, Sparrow hawks, Storks, Owls, Little owls, Kestrels, Pigeons and Swallows) was determined. We observed significantly higher zinc concentrations in the feathers of adult crows compared to juveniles. No significant differences were found for the other metals and groups.

3) We examined the possible difference between the concentrations of arsenic, cadmium, chromium, lead, mercury, copper, zinc and the sexes within each group (Crows, Buzzards, Sparrow hawks, Storks, Owls, Little owls, Kestrels, Pigeons and Swallows). The average metal content of the different sexes (females and males) showed no significant difference in any groups.

4) For the first time in Hungary we found significant differences between the concentrations of cadmium, copper, mercury, lead and zinc in the feather samples of groups with different diet (Predators, Omnivores, Insectivores). Between Predators and Insectivores, higher concentrations of Cd and Cu were found in Predators, and in the case of Pb in Insectivores. Between Insectivores and Omnivores, Cd was higher in Omnivores, Pb and Hg was higher in Insectivores, while between Predators and Omnivores, Cd was higher in Omnivores, in the case of Cu, Hg and Zn in the Predators were the higher quantities.

5) Correlation between the examined metals was determined. The most common positive correlations were detected between Cd and Pb (Buzzards, Owls, Swallows), Cd and Zn (Buzzards, Owls, Swallows), Cu and Zn (Kestrels, Owls, Buzzards), and Pb and Zn (Buzzards, Owls, Swallows, Kestrels). Negative correlations were found in the Swallow group between Cd and Cu, and between Pb and Hg, in the Crow group between Pb and Zn, in the Pigeon group between Cd and Cr, and in the Sparrow hawk group between Cd and Hg.

## **11. MELLÉKLETEK**

### **1. MELLÉKLET, EGYES FAJOK GYŰJTÉS SORÁN RÖGZÍTETT EGYEDI ADATAI (mg/kg)**

Madárkód	Faj	Nem	Kor	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn	Megtalálás helye	Megtalálás ideje
Ku1	Kuvik	–	juvenile	0,06*	0,08	0,5	10,6	0,48	1,04	124	Hajdúböszörmény	2014
Ku2	Kuvik	hím	juvenile	<0,5	0,07	0,68	9,39	0,53	2,26	103	Újszentgyörgy	2014
Ku3	Kuvik	hím	juvenile	1,68*	0,12	1,61	13,7	0,57	1,87	90,7	Görbeháza	2014
Ku4	Kuvik	–	juvenile	0,75	0,96*	8,95*	28,8	0,52	7,16*	161	Tiszanána	2014
Ku5	Kuvik	hím	adult	0,54	0,16	1,2	11,1	0,47	2,18	117	Debrecen	2014
Ku6	Kuvik	–	juvenile	0,25	0,1	0,49	154*	0,47	1,99	112	Pocsaj	2014
Ku7	Kuvik	tojó	juvenile	0,62	0,08	1	13,8	0,5	0,6	96,8	Debrecen	2014
Ku8	Kuvik	tojó	juvenile	0,49	0,07	0,42	9,04	0,25	1,74	99,9	Kunmadaras	2013
Ku9	Kuvik	tojó	juvenile	<0,5	0,09	0,79	76,84*	1,09	1,63	131	Hajdúböszörmény	2014
Madárkód	Faj	Nem	Kor	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn	Megtalálás helye	Megtalálás ideje
Ba1	Erdei fülesbagoly	tojó	adult	0,24	0,07	0,84	7,95	0,51	0,67	110	Debrecen	2014
Ba2	Erdei fülesbagoly	hím	juvenile	<0,5	0,09	0,84	13,5	0,43	4,07	117	Budapest	2014
Ba3	Erdei fülesbagoly	hím	adult	0,13	0,07	0,4	10,6	0,45	1,08	144	Felsőpakony	2014
Ba4	Erdei fülesbagoly	hím	adult	0,24	0,1	0,97	9,32	0,52	2,09	128	Debrecen	2014
Ba5	Erdei fülesbagoly	tojó	adult	0,18	0,11	0,49	8,01	0,46	0,76	112	Hajdúböszörmény	2014
Ba6	Erdei fülesbagoly	tojó	juvenile	<0,5	0,06	0,55	5,51	0,45	0,85	110	Abony	2014
Ba7	Erdei fülesbagoly	tojó	juvenile	0,19	0,08	0,35	10,6	0,43	0,72	106	Debrecen-Vénkert	2014
Ba8	Gyöngybagoly	–	juvenile	0,1	0,13	1,04	10,7	0,45	6,18	132	Hortobágy Pente-szög	2014
Ba9	Macskabagoly	hím	adult	0,66	0,08	0,6	7,34	0,5	1,37	116	Mályi	2013
Ba10	Erdei fülesbagoly	tojó	–	0,3	0,04	0,28	4,2	0,26	0,22	121	Tiszaderzs	2013
Ba11	Erdei fülesbagoly	–	adult	<0,5	0,21	1,39	61,80	1,03	6,29	239,00	Szolnok	2014
Ba12	Erdei fülesbagoly	–	–	<0,5	0,11	1,76	85,20	0,83	4,44	284,00	Nádudvar	2015
Ba13	Erdei fülesbagoly	tojó	–	0,55	0,09	0,25	61,10	0,75	3,75	224,00	Mályi	2014
Ba14	Erdei fülesbagoly	–	–	0,62	0,13	0,49	95,40	1,09	2,77	260,00	Debrecen	2015
Ba15	Erdei fülesbagoly	–	adult	<0,5	0,06	0,63	38,00	<0,5	3,97	118,00	Sonkád	2014
Ba16	Erdei fülesbagoly	–	juvenile	<0,5	<0,05	0,87	24,90	1,44	1,73	92,80	Törökszentmiklós	2015
Ba17	Erdei fülesbagoly	–	–	1,11	0,12	0,32	52,80	<0,5	1,42	181,00	Debrecen	2015
Ba18	Erdei fülesbagoly	–	juvenile	0,59	0,10	0,85	63,40	<0,5	1,51	184,00	Nagyhegyes	2015
Ba19	Gyöngybagoly	hím	juvenile	<0,5	0,09	0,61	64,60	<0,5	2,50	173,00	Ohat	2015
Ba20	Macskabagoly	tojó	adult	0,52	0,06	0,50	39,20	0,64	1,16	156,4	Debrecen	2015
Ba21	Erdei fülesbagoly	hím	–	<0,2	0,04	0,47	59,60	0,25	2,82	197,00	Hortobágy	2015



Ba22	Erdei fülesbagoly	tojó	–	<0,2	<0,02	0,47	30,20	1,77	1,79	135,00	Tiszafüred	2015
Ba23	Erdei fülesbagoly	tojó	juvenile	<0,2	<0,02	2,12	25,40	0,93	2,26	109,00	Debrecen	2015
Ba24	Erdei fülesbagoly	tojó	adult	<0,2	0,12	1,88	55,90	0,68	1,71	241,00	Hortobágy	2015
Ba25	Erdei fülesbagoly	tojó	–	<0,2	0,03	2,65	44,20	0,40	1,66	198,00	Szentpéterszeg	2014
Ba26	Erdei fülesbagoly	hím	juvenile	<0,2	<0,02	0,97	20,90	0,34	1,16	93,50	Hortobágy-Szásztelek	2015
Ba27	Erdei fülesbagoly	hím	–	<0,2	<0,02	1,84	27,90	<0,2	1,47	126,00	Tiszaszőlős	2015
Ba28	Erdei fülesbagoly	hím	adult	<0,2	<0,02	2,02	46,80	0,34	1,92	139,00	Kunmadaras	2016
Ba29	Erdei fülesbagoly	hím	adult	<0,2	0,10	1,88	49,40	0,27	3,40	181,00	Forró	2016
Ba30	Erdei fülesbagoly	tojó	–	<0,2	0,06	2,87	57,50	0,46	2,62	216,00	Mezőtúr	2016
Ba31	Erdei fülesbagoly	hím	adult	<0,2	0,16	1,54	55,80	0,51	2,83	193,00	Mályi	2016
Ba32	Erdei fülesbagoly	hím	adult	<0,2	0,06	2,21	57,20	0,48	1,76	190,00	Debrecen	2016
<b>Madárkód</b>	<b>Faj</b>	<b>Nem</b>	<b>Kor</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Megtalálás helye</b>	<b>Megtalálás ideje</b>
F1	Füsti fecske	–	adult	<0,5	0,21	2,22	7,77	0,43	6,24	128	Hajdúdorog	2014
F2	Füsti fecske	–	adult	0,46	0,12	2,21	6,34	0,46	5,48	117	33-as út mentén	2014
F3	Füsti fecske	–	juvenile	0,24	0,06	1,18	7,7	0,55	6,02	154	Edelény	2014
F4	Füsti fecske	–	adult	0,58	0,13	1,63	23,7	0,46	7,18	220	Balmazújváros	2014
F5	Füsti fecske	–	adult	0,12	0,07	1,58	20,7	0,43	3,68	162	Kaba	2014
F6	Füsti fecske	–	fióka	<0,5	0,16	1,34	13,8	0,48	3,53	146	Hajdúnánás	2014
F7	Sarlósfecske	–	juvenile	<0,2	<0,02	1,56	28,20	0,59	4,09	136,00	Szolnok	2014
F8	Sarlósfecske	–	adult	<0,2	<0,02	0,49	31,50	0,66	2,06	135,00	Tiszaújváros	2014
F9	Molnárfecske	–	–	<0,2	<0,02	<0,05	25,00	0,56	2,61	123,00	Gelej	2014
F10	Molnárfecske	–	–	<0,2	<0,02	0,09	24,00	0,94	1,61	103,00	Hajdúszoboszló	2014
F11	Molnárfecske	–	–	<0,2	<0,02	1,02	95,80	0,42	2,57	110,00	Debrecen	2015
F12	Molnárfecske	–	–	<0,2	<0,02	0,84	18,70	0,33	2,68	94,50	Mátészalka	2015
F13	Molnárfecske	–	–	<0,2	<0,02	0,68	17,70	<0,2	1,64	74,30	Cserépfalu	2015
F14	Molnárfecske	–	–	<0,2	<0,02	<b>4,99*</b>	12,60	1,78	3,34	76,40	Debrecen	2015
F15	Füsti fecske	–	–	<0,2	<0,02	0,55	25,00	0,88	1,85	120,00	Hortobágy	2016
F16	Füsti fecske	hím	adult	0,31	<0,02	0,09	22,60	<b>2,48*</b>	0,96	89,40	Egyek	2016

F17	Füsti fecske	–	–	0,97	<0,02	<0,05	19,70	1,19	1,12	87,80	Dombrád	2015
F18	Füsti fecske	–	–	0,62	0,03	<0,05	10,90	0,71	1,23	79,20	Hajdúnánás	2015
F19	Füsti fecske	–	–	<0,2	0,03	<0,05	34,00	0,36	<b>0,18*</b>	116,00	Debrecen	2015
<b>Madárkód</b>	<b>Faj</b>	<b>Nem</b>	<b>Kor</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Megtalálás helye</b>	<b>Megtalálás ideje</b>
Va1	Dolmányos varjú	–	adult	0,17	0,17	1,14	15,4	0,46	8,46	126	Budapest	2014
Va2	Dolmányos varjú	–	adult	<0,5	0,1	0,74	13,3	0,5	<b>14,6*</b>	59,7	Debrecen	2014
Va3	Dolmányos varjú	–	juvenile	0,14	0,06	0,64	9	0,45	7,86	94,9	Budapest	2014
Va4	Dolmányos varjú	–	juvenile	<0,5	0,08	0,4	9,08	0,43	2,1	63,3	Szentendrei sziget	2014
Va5	Kormos varjú	–	adult	0,21	0,13	1,16	9,32	0,5	4,56	122	Mályi	2014
Va6	Vetési varjú	–	adult	<0,5	0,1	0,46	11,9	0,47	2	160	Debrecen	2014
Va7	Vetési varjú	–	adult	<0,5	0,17	0,97	19	0,45	7,32	138	Hortobágy-Kónya	2014
Va8	Vetési varjú	–	adult	0,88	0,22	1,72	8,96	0,46	6,32	158	Kecskemét	2014
Va9	Vetési varjú	–	juvenile	0,67	0,09	0,36	40,31	<0,5	0,94	142,65	Debrecen	2014
Va10	Vetési varjú	hím	adult	0,63	0,12	1,69	32,37	<0,5	2,18	115,35	Debrecen	2014
Va11	Vetési varjú	tojó	adult	0,71	0,11	0,59	49,60	<0,5	1,98	180,65	Mályi	2014
Va12	Vetési varjú	–		<0,5	0,12	1,48	23,58	<0,5	1,68	84,03	Debrecen	2015
Va13	Vetési varjú	–		<0,5	0,11	0,58	57,57	<0,5	0,96	118,85	Hortobágy	2014
Va14	Kormos varjú	–		0,80	0,10	0,67	59,17	0,76	1,22	117,05	Debrecen	2014
Va15	Dolmányos varjú	–	juvenile	<0,5	0,10	0,77	62,80	0,51	1,56	136,35	Budapest	2014
Va16	Dolmányos varjú	–	juvenile	<0,2	0,24	0,61	16,71	0,46	0,93	87,73	Hortobágy	2014
Va17	Dolmányos varjú	–	juvenile	<0,2	0,31	0,92	31,64	0,29	1,44	101,37	Debrecen	2014
Va18	Vetési varjú	–	–	<0,2	0,19	0,38	26,14	0,12	0,71	184,62	Debrecen-Józsa	2014
Va19	Vetési varjú	–	–	<0,2	0,16	0,96	38,92	0,32	2,87	174,27	Kakucs	2015
Va20	Vetési varjú	–	–	<0,2	0,19	1,17	22,65	0,22	2,05	138,52	Debrecen	2015
Va21	Vetési varjú	–	–	<0,2	0,14	0,65	24,86	0,17	1,73	172,72	Mályi	2015
Va22	Vetési varjú	–	–	<0,2	0,09	0,58	37,66	0,13	1,39	159,92	Debrecen	2015
Va23	Dolmányos varjú	–	juvenile	<0,2	0,11	2,38	40,16	0,36	8,96	85,55	Debrecen	2015
Va24	Dolmányos varjú	–	adult	<0,2	0,10	1,16	24,24	0,11	3,36	90,28	Debrecen	2015

Va25	Dolmányos varjú	tojó	adult	<0,2	0,09	0,82	39,25	0,28	2,26	94,72	Debrecen	2016
Va26	Dolmányos varjú	–	–	<0,2	0,14	0,61	34,68	0,34	9,83	74,00	Debrecen	2016
Va27	Vetési varjú	tojó	adult	<0,2	0,26	1,41	35,73	0,08	0,38	162,52	Budapest	2016
Va28	Vetési varjú	–	adult	<0,2	0,15	1,26	60,35	0,47	2,17	182,22	Debrecen	2016
Va29	Vetési varjú	–	–	<0,2	0,15	0,70	32,22	0,26	1,26	169,77	Hajdúszoboszló	2016
Va30	Vetési varjú	tojó	adult	<0,2	0,22	0,46	31,28	0,27	0,90	195,42	Nádudvar	2016
Va31	Vetési varjú	tojó	adult	<0,2	0,08	0,50	24,95	0,26	1,47	138,07	Budapest	2016
Va32	Vetési varjú	tojó	adult	<0,2	0,10	0,56	32,94	0,21	0,97	194,67	Gyula	2016
<b>Madárkód</b>	<b>Faj</b>	<b>Nem</b>	<b>Kor</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Megtalálás helye</b>	<b>Megtalálás ideje</b>
Ö1	Egerészölyv	tojó	adult	0,78	0,07	0,99	10,50	0,74	1,33	88,30	Budapest	2013
Ö2	Egerészölyv	tojó	–	0,24	0,07	1,05	10,30	0,32	0,88	96,70	Bábolna	2013
Ö3	Egerészölyv	hím	juvenile	<0,5	0,08	0,53	36,78	<0,5	1,89	178,25	Sajópálfalva	2014
Ö4	Egerészölyv	tojó	juvenile	<0,5	0,10	0,28	52,32	0,54	0,53	67,61	Nádudvar	2015
Ö5	Egerészölyv	tojó	adult	<0,5	0,09	1,13	31,29	1,57	1,18	159,85	Tiszagyenda	2015
Ö6	Egerészölyv	hím	juvenile	<0,5	0,06	1,29	58,44	0,89	0,67	116,65	Hajdúszoboszló	2015
Ö7	Egerészölyv	hím	adult	0,50	0,12	0,46	32,02	1,34	1,13	105,35	Hajdúnánás	2013
Ö8	Egerészölyv	tojó	adult	<0,5	0,14	0,79	44,37	0,77	2,61	158,35	Muhi	2013
Ö9	Egerészölyv	–	adult	0,73	0,10	0,98	51,21	0,82	1,70	118,95	Hortobágy halastó	2014
Ö10	Egerészölyv	hím	adult	<0,5	0,06	0,48	27,78	<0,5	0,56	101,05	Hortobágy-Kónya	2014
Ö11	Egerészölyv	–	adult	<0,5	0,17	0,59	23,01	0,54	0,89	91,35	Hajdúböszörmény	2014
Ö12	Egerészölyv	hím	adult	<0,5	0,06	0,37	39,49	<0,5	0,56	108,25	Jászsósószentgyörgy	2014
Ö13	Egerészölyv	tojó	juvenile	<0,5	0,11	0,60	43,13	0,56	1,69	128,25	Nagyhegyes	2014
Ö14	Egerészölyv	tojó	juvenile	<0,5	0,13	1,74	43,52	<0,5	2,04	168,65	Tiszafüred	2014
Ö15	Egerészölyv	tojó	adult	<0,5	0,12	0,73	48,42	0,67	2,12	94,85	Debrecen	2014
Ö16	Egerészölyv	hím	adult	<0,5	0,10	0,65	33,32	<0,5	1,24	165,25	Debrecen, reptér	2014
Ö17	Egerészölyv	–	juvenile	<0,2	<0,02	<0,05	28,03	0,62	0,47	79,23	Miskolc	2015
Ö18	Egerészölyv	tojó	–	<0,2	0,09	<0,05	27,50	0,88	1,55	115,32	Debrecen	2015
Ö19	Egerészölyv	–	adult	<0,2	0,08	<0,05	32,97	0,47	1,06	89,89	Nádudvar	2015

Ö20	Egerészölyv	hím	juvenile	<0,2	0,06	<0,05	25,48	0,92	0,50	87,44	Gesztely	2015
Ö21	Egerészölyv	–	juvenile	<0,2	<0,02	<0,05	12,48	1,27	<0,1	88,59	Balmazújváros	2015
Ö22	Egerészölyv	tojó	–	<0,2	0,08	<0,05	25,72	0,19	0,89	99,22	Tiszafüred	2014
Ö23	Egerészölyv	–	–	<0,2	0,07	<0,05	33,71	1,61	0,56	109,92	Debrecen	2014
Ö24	Egerészölyv	tojó	adult	<0,2	0,07	<0,05	34,65	0,62	0,47	99,32	Miskolc	2014
Ö25	Egerész ölyv	–	–	<0,2	0,03	0,19	46,64	0,29	0,67	102,02	Kiskunmajsa	2015
Ö26	Egerész ölyv	–	–	<0,2	0,06	<0,05	36,31	0,44	1,58	106,92	Kunmadaras	2015
Ö27	Egerész ölyv	–	–	<0,2	0,08	0,05	30,35	0,45	1,15	84,86	Debrecen-Józsa	2015
Ö28	Egerész ölyv	–	–	<0,2	0,11	1,01	34,55	0,37	0,14	95,82	Mályi	2015
Ö29	Egerész ölyv	–	–	<0,2	0,14	2,44	51,23	1,21	1,40	155,82	Szerencs	2015
Ö30	Egerész ölyv	–	–	<0,2	0,12	<0,05	44,17	0,59	0,07	131,42	82-es Km kónél	2015
Ö31	Egerészölyv	hím	juvenile	<0,2	0,12	<0,05	37,14	0,58	0,84	100,42	Hejőkeresztúr	2015
Ö32	Egerészölyv	hím	adult	<0,2	0,09	0,65	33,89	0,52	1,17	98,72	Hajdúnánás	2015
Ö33	Egerészölyv	tojó	juvenile	<0,2	0,15	2,53	262,79*	0,13	9,03*	690,82*	Földes	2015
Ö34	Egerészöly	tojó	juvenile	<0,2	<0,02	<0,05	30,87	0,46	0,55	74,09	Tiszanagyfalu	2015
Ö35	Egerészölyv	hím	juvenile	<0,2	0,10	<0,05	30,73	0,69	1,26	94,30	Szentés	2016
Ö36	Egerészölyv	hím	adult	<0,2	0,08	2,19	38,95	0,50	0,24	119,42	Nagyhegyes	2016
Ö37	Egerészölyv	tojó	juvenile	<0,2	0,07	0,39	28,15	0,30	<0,1	71,66	Nádudvar	2015
Ö38	Egerészölyv	hím	juvenile	<0,2	0,07	0,90	34,19	<0,2	0,10	89,97	Sajtoskál	2016
Ö39	Egerészölyv	hím	adult	<0,2	0,08	1,18	32,09	<0,2	0,42	84,08	Nagycsécs	2016
Ö40	Egerészölyv	hím	juvenile	<0,2	0,10	1,11	38,96	0,97	0,60	132,82	Aggteleki np,	2015
<b>Madárkód</b>	<b>Faj</b>	<b>Nem</b>	<b>Kor</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Megtalálás helye</b>	<b>Megtalálás ideje</b>
Go1	Fehér gólya	–	–	<0,5	0,05	0,28	15,3	0,37	0,43	117	Túrkeve	2013
Go2	Fehér gólya	–	–	0,16*	0,04	0,39	7,58	0,29	<0,5	51,2	Miskolci állatkert	2013
Go3	Fehér gólya	–	–	<0,2	0,53	1,31	29,35	2,50*	0,783	59,145	Mályi	2015
Go4	Fehér gólya	–	–	<0,2	1,03	0,23	18,62	0,41	0,84	67,51	Debrecen	2015
Go5	Fehér gólya	–	–	<0,2	0,37	0,999	37,16	0,40	1,66	65,30	Böcs	2015
Go6	Fehér gólya	–	–	<0,2	0,35	0,48	27,06	0,43	0,44	57,70	Szerep	2015

Go7	Fehér gólya	–	–	<0,2	0,58	1,09	26,51	0,54	7,02*	58,80	Hortobágy-Szásztelek	2015
Go8	Fehér gólya	–	–	<0,2	0,33	0,83	41,90	0,35	2,22	81,00	Nádudvar	2015
Go9	Fehér gólya	–	–	<0,2	0,53	0,86	33,60	0,94	0,85	72,40	Karcag	2015
Go10	Fehér gólya	–	–	<0,2	0,34	0,63	23,20	0,86	0,78	50,60	Aggtelek	2015
Go11	Fehér gólya	–	–	<0,2	0,27	0,33	14,20	<0,2	0,61	131,00	Tarna	2015
Go12	Fehér gólya	–	–	<0,2	0,38	1,01	32,10	0,37	0,33	85,40	Malomházi Vadaspark	2015
<b>Madárkód</b>	<b>Faj</b>	<b>Nem</b>	<b>Kor</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Megtalálás helye</b>	<b>Megtalálás ideje</b>
Vé1	Vörös vércse	tojó	juvenile	0,6	0,02	0,99	9,03	0,39	1	103	Újszentmargita	2013
Vé2	Vörös vércse	tojó	juvenile	0,5	0,04	0,5	14,8	0,46	6,46*	93,4	Heves	2013
Vé3	Vörös vércse	hím	adult	<0,2	0,15	0,83	42,25	0,47	1,06	119,94	Tiszacsege-Lapostó	2015
Vé4	Vörös vércse	–	juvenile	<0,2	0,42	1,2	43,03	1,28	0,92	110,54	Nádudvar	2015
Vé5	Vörös vércse	tojó	adult	<0,2	0,26	1,19	28,50	0,48	<0,1	100,00	Ongaujfalu	2015
Vé6	Vörös vércse	tojó	adult	1,18*	0,67	1,04	34,40	0,19	2,54*	220,00	Debrecen	2015
Vé7	Vörös vércse	hím	adult	<0,2	0,36	1,06	47,70	<0,2	1,12	312,00	Tiszacsege	2015
Vé8	Vörös vércse	–	–	<0,2	0,50	0,78	16,10	0,68	0,63	60,70	Debrecen	2015
Vé9	Vörös vércse	tojó	juvenile	<0,2	0,18	1,78	35,80	<0,2	1,16	268,00	Sárrétudvari	2014
Vé10	Vörös vércse	hím	adult	<0,2	0,06	0,52	33,90	0,24	0,75	78,80	Nagyhegyes	2014
<b>Madárkód</b>	<b>Faj</b>	<b>Nem</b>	<b>Kor</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Megtalálás helye</b>	<b>Megtalálás ideje</b>
Ga1	Házi galamb	–	–	0,43	0,2	0,44	11	0,12	3,96*	82,1	Nádudvar	2013
Ga2	Balkáni gerle	–	–	0,23	0,07	0,23	3,31	0,21	0,17	82,2	Debrecen-Józsa	2013
Ga3	Balkáni gerle	–	adult	<0,2	0,12	0,44	46,37	<0,2	1,86	99,74	Debrecen	2015
Ga4	Balkáni gerle	–	juvenile	<0,2	0,12	0,74	30,56	<0,2	0,72	79,04	Mezőcsát	2014
Ga5	Balkáni gerle	–	–	<0,2	0,13	0,62	59,24	<0,2	0,41	93,89	Debrecen-Józsa	2015
Ga6	Balkáni gerle	–	adult	<0,2	0,17	0,49	18,47	<0,2	0,63	73,11	Mályi	2015
Ga7	Házi galamb	–	–	<0,2	0,24	0,56	16,86	<0,2	0,71	105,04	Szentes	2014
Ga8	Házi galamb	–	–	<0,2	0,18	0,62	27,56	<0,2	0,75	95,12	Debrecen	2015
Ga9	Házi galamb	–	–	<0,2	0,17	0,46	27,73	<0,2	0,62	75,28	Debrecen	2015
Ga10	Házi galamb	–	–	<0,2	0,17	0,43	51,73	<0,2	0,37	86,81	Debrecen	2014

Ga11	Házi galamb	–	juvenile	<0,2	0,10	0,64	23,44	<0,2	1,14	91,17	Debrecen	2014
Ga12	Házi galamb	–	adult	<0,2	0,26	0,69	36,15	<0,2	1,97	116,54	Debrecen	2014
Ga13	Balkáni gerle	–	adult	<0,2	0,39	0,70	44,05	<0,2	1,38	109,84	Nyíregyháza	2013
Ga14	Balkáni gerle	–	adult	<0,2	0,13	0,73	22,80	<0,2	1,00	108,14	Mályi	2014
Ga15	Balkáni gerle	tojó	adult	<0,2	0,20	0,39	20,22	<0,2	0,62	86,01	Hortobágy	2014
Ga16	Balkáni gerle	–	adult	<0,2	0,07	0,39	19,02	<0,2	0,14	81,99	Debrecen-Józsa	2014
Ga17	Házi galamb	–	–	<0,2	0,22	0,38	16,97	0,40	0,90	73,73	Hajdúnánás	2015
Ga18	Házi galamb	–	–	<0,2	0,50	0,81	21,39	<0,2	1,15	67,56	Mályi	2015
Ga19	Balkáni gerle	–	–	<0,2	0,15	0,86	28,35	0,74	0,94	71,21	Tiszafüred	2015
Ga20	Házi galamb	–	–	<0,2	0,08	0,57	24,00	<0,2	1,02	51,84	Debrecen	2015
Ga21	Házi galamb	–	–	<0,2	0,36	0,61	35,08	<0,2	0,45	72,46	Hajdúhadház	2015
Ga22	Házi galamb	–	–	<0,2	0,16	0,56	50,64	<0,2	0,78	71,37	Szolnok	2015
Ga23	Házi galamb	–	–	<0,2	<0,02	1,35	33,63	0,58	0,73	81,72	Debrecen	2015
Ga24	Balkáni gerle	–	–	<0,2	0,04	2,41	22,47	<0,2	0,81	168,32*	Hajdúszoboszló	2015
Ga25	Balkáni gerle	–	–	<0,2	0,04	1,27	27,46	<0,2	0,59	97,09	Debrecen	2015
Ga26	Balkáni gerle	–	–	<0,2	0,08	0,62	17,51	<0,2	1,07	85,65	Debrecen	2015
Ga27	Balkáni gerle	–	–	<0,2	0,05	0,55	14,39	0,26	0,72	95,08	Tiszafüred	2015
Ga28	Balkáni gerle	–	–	<0,2	<0,02	1,70	23,41	0,41	1,21	91,69	Debrecen	2015
Ga29	Házi galamb	–	fióka	<0,2	<0,02	0,70	28,68	0,31	0,47	85,94	Debrecen	2015
Ga30	Balkáni gerle	–	juvenile	<0,2	<0,02	3,29	24,81	<0,2	0,66	98,23	Nyíregyháza	2016
Ga31	Balkáni gerle	–	fióka	<0,2	<0,02	0,77	24,11	<0,2	0,68	116,32	Debrecen	2015
Ga32	Házi galamb	–	–	<0,2	0,12	0,42	17,65	<0,2	1,03	81,50	Debrecen	2016
<b>Madárkód</b>	<b>Faj</b>	<b>Nem</b>	<b>Kor</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Megtalálás helye</b>	<b>Megtalálás ideje</b>
Ka1	Karvaly	tojó	adult	<0,5	0,09	2,60	40,70	2,54	1,36	109,00	Kisújszállás	2015
Ka2	Karvaly	tojó	adult	<0,5	0,11	0,48	67,00	2,45	1,05	133,00	Miskolc	2015
Ka3	Karvaly	tojó	juvenile	<0,5	0,09	1,90	49,80	4,53	1,89	109,00	Mályi	2015
Ka4	Karvaly	tojó	adult	<0,5	0,06	0,59	73,50	3,53	1,40	143,00	Hajdúszovát	2015
Ka5	Karvaly	tojó	adult	<0,5	0,07	0,81	65,70	2,22	1,93	147,00	Karcag	2015

Ka6	Karvaly	hím	adult	<0,5	0,16	1,20	59,30	2,10	3,47	116,00	Hajdúnánás	2015
Ka7	Karvaly	hím	juvenile	<0,5	0,11	1,20	66,80	<0,5	1,05	156,00	Mályi	2015
Ka8	Karvaly	–	–	<b>0,89*</b>	0,15	1,80	<b>100,56*</b>	1,21	1,87	157,00	Mályi	2015
Ka9	Karvaly	–	–	<0,2	0,32	1,00	24,01	0,60	0,78	123,00	Polgár-Halastó	2015

\*A sárgával jelölt adatok mutatják a statisztikai elemzésnél eltávolított kiugró értékeket.