



A higanyürítés meggyorsítása brojlerekben

Sarudi I.,¹Rétfalvi T., Szabó A.

Pannon Agrártudományi Egyetem, Állattenyésztési Kar, Kémiai Intézet
Kaposvár, 7400 Guba S. u. 40.

¹Soproni Egyetem, Kémiai Intézet, Sopron, 9400 Bajcsy-Zs. u. 4.

ÖSSZEFOGLALÁS

Higany(II)-ionokkal szembeni védőanyagként EDTA-, illetve Cl⁻-formára hozott VARION AD (NIKE, Balatonfüzfő) anioncserélő műgyantát használtunk. Ha az EDTA-val előkezelt anioncserélőt a szennyezett takarmánnyal együtt etetjük, a VARION AD (EDTA) az említett nehézfémionok nagy részét az emésztőcsőben megköti, s így megakadályozza azok felszívódását. A szelektivitás tekintetében kedvező, hogy az alkálifémek nem képeznek EDTA-komplexeket, az alkáliföldfémek pedig lényegesen kisebb stabilitású kelátokat létesítenek az EDTA-val, mint a higany. A védőhatást mindkét esetben négyhetes „Ross 308” brojler kakason tanulmányoztuk. A higanyt az állatok egy dózisban, Hg-203 izotóppal jelzett HgCl₂ formában kapták, a védőanyaggal kiegészített takarmányt pedig ad lib. fogyasztották. Az etetés folyamán naponta mértük az ürülék tömegét valamint aktivitás-koncentrációját, majd a 10. napon az állatokat levágtuk és mértük a mellizom, a máj, ill. a vese aktivitás-koncentrációját. A kapott eredmények alapján megállapítást nyert, hogy mindkét védőanyag már 20 g/kg koncentrációban is szignifikánsan megnövelte a Hg-exkréciót és csökkentette a szervezetben akkumulálódott higany mennyiségét.

(Kulcsszavak: higany, anioncserélő műgyanta, védőhatás, brojler)

ABSTRACT

Acceleration of mercury excretion in broilers

I. Sarudi, T. Rétfalvi, A. Szabó

Pannon University of Agriculture, Faculty of Animal Science, Institute of Chemistry
Kaposvár, H-7400 Guba S. u. 40.

¹University of Sopron, Institute of Chemistry, Sopron, H-9400 Bajcsy-Zs. u. 4.

VARION AD (NIKE, Balatonfüzfő) anion exchange resin in the form of EDTA or Cl⁻ was used as a protective agent against mercury (II) ions. Where the anion exchanger pre-treated with EDTA was fed together with the contaminated feed the VARION AD (EDTA) bound the great majority of these heavy metal ions in the digestive tract, thus inhibiting their absorption. With regard to selectivity, it is advantageous that the alkali metals do not form EDTA complexes; at the same time, the chelates created by the alkaline earth metals with EDTA are substantially less stable than those formed by mercury. In both cases this protective effect was examined in four-week-old Ross 308 type broiler cocks. The mercury was administered to the birds in a single dose, in the form of HgCl₂ labelled with Hg-203 isotope; the feed supplemented with the protective agent was fed ad libitum. In the subsequent feeding period the mass and radioactivity concentration of the excreta were measured once daily. On the 10th day the birds were

slaughtered, after which radioactivity concentration in the breast muscle, the liver and the kidney was measured. On the basis of the results obtained it was established that even at concentrations as low as 20 g per kg both protective agents increased mercury excretion significantly and reduced the quantity of mercury accumulating in the various organs ($P < 0.05$).

(Keywords: mercury, anion exchange resin, protective effect, broiler)

BEVEZETÉS

A higany jelentősége az élővilágban

A higany sem az esszenciális, sem a stimulativ elemek közé nem tartozik, viszont a tápláléklánc minden szakaszában előfordul és erős toxicitása folytán károsan hat az élővilágra (Berlin, 1979; National Academy of Sciences, 1980; Pais, 1980; Williams, 1981; Siegel et al., 1994; Curtis és Klassen, 1996). Daganatkeltő hatása a humán populációban ez idáig nem bizonyított (Barregard et al., 1990; Takács, 1992), laboratóriumi állatokban azonban már sikerült Hg(II)-sókkal vesetumort előidézni, sőt a mutagenitást is igazolni (Schurz és Fink-Gremmels, 1998).

Az elemi higany a légutakon, valamint az emésztőcsővön és a bőrön át juthat be a szervezetbe. A folyékony higany a bélből nehezen szívódik fel, a higanygőz viszont az alveolusok falán könnyen átjut és a keringésben – valószínűleg kataláz közreműködésével – Hg(II)-vé oxidálódik (Hurst et al., 1989; Takács, 1994). A higanyvegyületek bekerülése főleg szájon át történik, de sok esetben a belégzés és/vagy a bőrön át való felszívódás lehetősége is fennáll. A rendkívül rosszul oldódó HgS kivételével szinte minden higanyvegyület mérgező. A viszonylag mérsékelt toxikus Hg(I)-sókhhoz képest fokozottan érvényes ez a Hg(II) sóira és oxidjára, de még inkább a kis molekulatömegű elemorganikus higanyvegyületekre (Coates és Wade, 1967; Tryphonas és Nilsen, 1970, 1973; Lisk, 1972; Salvaterra et al., 1975; Gyrd-Hansen, 1981; Czuba et al., 1982; Kostyniak és Soiefer, 1984; Rowland et al., 1984; Greenwood és Earnshaw, 1986; Mohamed et al., 1987; Curtis és Klassen, 1996). Míhthogy az utóbbiak zsírolékonyak, könnyebben felszívódnak mint a szerves higanyvegyületek és a szervezeten belüli mobilitásuk is nagyobb azokénál (Norseth et al., 1971; Bienvenue et al., 1984). Az alkilhigany-vegyületek az agy szürkeállományába szinte akadálytalanul bekerülnek, továbbá megjelennek pl. a tejben, a tojásban és az embrióban (Vandewater et al., 1983; Aschner és Aschner, 1990; Ilback et al., 1991; Kambamanoli-Dimou et al., 1991; Nordenhall et al., 1995). Legismertebb ezek közül a dimetil-higany, amely elemi higanyból vagy anorganikus higanyvegyületekből biológiai metilezési reakcióban keletkezik (Trevors, 1986; Steffan et al., 1988; Rudd, 1995). Tragikus kimenetelű tömeges mérgezés fordult elő az ötvenes években Japánban abból adódóan, hogy a Minamata-öbölbe szerves higany-só került, amely a később étkezésre felhasznált halak húzában feldúsult és dimetil-higannyá alakult (Tsubaki és Irukayama, 1977; Harada, 1980; Loi, 1987). A világ más részein főleg a higanytartalmú szerekkel kezelt gabonamagvak fogyasztása révén történtek súlyos mérgezések, ezért az ilyen csávázószereket a hatvanas évek közepén a skandináv országokban, néhány évvel azután pedig hazánkban is betiltották (Csathó, 1994).

A higany toxicitása főleg annak tulajdonítható, hogy erős affinitása van különböző létfonosságú molekulák –SH csoportjaihoz, s így azokat blokkolva enzimbénító hatást fejt ki, vagy egyéb biokémiai zavarokat idéz elő (Berlin, 1979; Tsalev és Zaprianov, 1984). Az emésztőcsőbe került, anorganikus higanynak mindössze 6-15%-a szívódik fel, ezzel szemben az alkilhigany-vegyületeknek mintegy 95%-a, az arilhigany-

vegyületeknek pedig közel 100%-a abszorbeálódik. A felszívódás túlnyomórészt a gyomor és a vékonybél falán keresztül megy végbe. Ezt megelőzően a szerves higany a bendőben vagy a vékonybélben bakteriális tevékenység folytán metilálódhat. A Hg(II) által okozott akut mérgezés esetén a higanyt főleg a vese választja ki, egyéb esetekben viszont a higanyexkréció túlnyomórészt a bélsárral történik (Takács, 1992). A bélsárral eltávozó higany nagy része szerves formában van, mert a dimetil-higanyt az epe átalakítja.

A higany indikátorszerve a vér, a fedőszőr, a vese, a máj, a here és az agy szürkeállománya. Humánegészségügyi szempontból nagyon kedvezőtlen, hogy az állati szervezet által felszívódott higany jelentős része az izomszövetbe kerül (Rader és Spaulding, 1979; Vogt et al., 1986).

Az állattartásban már a klinikai tünetekkel nem járó higanyterhelés is termelés kiesést okozhat. Súlyosabb esetekben a belélegzett higanygőz légúti megbetegedésekkel, gyomor- és bélbántalmakkal vagy elhullással végződő veseelégtelenséggel és idegrendszeri zavarokkal járhat. Bár a takarmánynövények a légtérből is felvehetnek higanyt, a talaj általában lényegesebb higanyforrásnak tekinthető ebben a tekintetben. Mind a talajok, mind a növények higany szintjét akkor tartjuk elfogadhatónak, ha az nem haladja meg az 1 mg/kg értéket. A talaj higanykoncentrációja (és azzal együtt a kultúrnövényeké is) általában akkor válik problematikusá, ha abba magas higanytartalmú szennyvíziszapot juttatnak (Vermes, 1987; Kádár, 1995).

A halhúsról – a már említett minamata-betegségtől eltekintve is – megkülönböztetett figyelmet kell fordítanunk, mert a halak szervezete szinte bioakkumulátorként viselkedik a higany tekintetében (Szabó et al., 1994). Ebből adódik, hogy a takarmányozásra felhasznált halliszt és a lakossági fogyasztásra kerülő halhús higany szintje esetenként meghaladja a még megengedett 0,5 mg/kg értéket. Az élelmiszer-nyersanyagok közül még a gomba az, amely a higany vonatkozásában gyakran problematikus. Az élelmiszerek higanytartalmára nézve többek közt Pal'usková et al. (1991) közöltek adatokat.

Az ipari fejlődés felgyorsulásával a higanyfelhasználás jelentősen megnövekedett. A jelenlegi világtermelés évi 10 ezer tonnára tehető, s ennek kb. 50%-a végső soron a környezetbe kerül. Az antropogén higanyemisszió fő forrása a bányászat és a kohászat, a fosszilis energiahordozók elégetése, valamint a vegyipar (Tsalev és Zaprianov, 1984).

Kutatási célkitűzés és koncepció

A kutatás olyan védőanyagok alkalmazására irányult, amelyek a higannyal szennyezett takarmányhoz keverve az emésztőcsőbe jutott Hg²⁺-ionokat megkötik, s így megakadályozzák azok felszívódását, azaz a fogyasztásra kerülő állati termékek kontaminációját. Hangsúlyoznunk kell, hogy nem terápiás, hanem preventív megoldást kerestünk olyan esetekre, amelyekben nincs mód vagy gazdasági szempontból nem célszerű a higanyszennyezés miatt problematikus takarmány felhasználásáról lemondani. A védőanyagoktól természetesen elvárjuk, hogy kis mennyiségben hatásosak legyenek, káros mellékhatásokat ne fejtsenek ki és elviselhető költségigényt támasszanak. Figyelembe véve az analitikusok néhány korábbi megállapítását, érdemesnek látszott EDTA- illetve Cl⁻-formában levő anioncserélő műgyantát kipróbálni az adott célra.

Ismeretes, hogy egyes két- vagy többértékű savak (malonsav, citromsav, etiléndiamin-tetraecetsav stb.) nem minden funkciós csoportjukkal kötődnek meg az anioncserélőkön, következésképpen a velük előkezelt anioncserélők már elsősorban nem polielektrolitokként, hanem szilárd halmazállapotú komplexképzőkként viselkednek (Inczédy, 1962). Ennek alapján feltételezhető volt, hogy pl. az EDTA-formára hozott, erősen bázikus anioncserélő műgyanta alkalmas lesz a Hg²⁺-ionok megkötésére. Ettől

egyébként bizonyos szelektivitást is lehetett várni (ellentétben a kationcserélőkkel, pl. zeolitokkal), mert az EDTA az alkálifémionokkal nem képez komplexeket, az alkáliföldfémek ionjaival pedig 11-13 nagyságrenddel kisebb stabilitási állandójú kelátokat létesít, mint a megcélzott Hg^{2+} -ionokkal.

A másik esetben NaCl-oldattal előkezelt anioncserélő műgyantát használtunk fel védőanyagként. Feltételeztük, ugyanis hogy a Cl^- -formában levő anioncserélő és az emésztőcsőben levő folyadék határfelületén a higanynak olyan klorokomplexei jönnek létre, amelyek szilárd fázishoz kötött Cl^- -iont is tartalmaznak. Ebben az esetben egyébként a mátrixhatás lehetősége még kevésbé állt fenn, mint az EDTA-forma alkalmazásakor, mert nemcsak az alkáli-, hanem az alkáliföldfémek ionjai sem képeznek klorokomplexeket.

Felmerült, hogy az említett védőanyagok huzamos etetése során zavarok léphetnek fel az állati szervezet ásványanyag-háztartásában. Az ennek tisztázására folytatott korábbi kísérleteink eredményei azonban ezt a gyanút gyakorlatilag nem igazolták (Rétfalvi et al., 1997).

ANYAG ÉS MÓDSZER

A kísérletet négyszer végeztük el, gyakorlatilag azonos körülmények között, radionomjelzéses technika alkalmazásával. Az ismétlések közötti eltérés csupán az volt, hogy a felhasznált radiohigany aktivitása némileg különbözött egymástól ($CV=5,7\%$).

Kísérleti állatok, tartásmód és takarmányozás

Mind a négy esetben 30, 5 egyenlő egyedszámú csoportra osztott, kezdetben 1,10-1,25 kg élőtömegű, kb. négyhetes „Ross 308” brojler kakast vettünk igénybe. Ezeket mindig hatosával helyeztük el az ürülék veszteségmentes gyűjtésére alkalmas, önitatóval ellátott, 75×55 cm alapterületű ketrecekben, és mindvégig azonos összetételű brojlercsirkehízótápot fogyasztottak. Az állatok mind a takarmányt, mind az ivóvizet ad lib. kapták.

Felhasznált higany

A higanyt Hg-203 jelzett ($T_{1/2}=46,6$ d) $HgCl_2$ formában adtuk be az állatoknak. Erre a célra a rendelkezésünkre állott radioaktív higanykészítmény (Izotóp Kft., Budapest), analitikai tisztaságú $HgCl_2$ (Fluka Chemie AG) és ionmentes víz felhasználásával olyan oldatot készítettünk, amely $0,15$ mg/cm³ Hg-t tartalmazott, aktivitás-koncentrációja pedig kb. 50 kBq/cm³ volt. Minthogy az ismétlésekre néhány hónapos szünetekkel került sor, kísérletenként más-más oldatot készítettünk.

Felhasznált védőanyagok

Védőanyagként EDTA-, illetve Cl^- -formára hozott, VARION AD (NIKE, Balatonfűzfő) márkanévű, erősen bázikus anioncserélő műgyantát használtunk. Az anioncserélő előkészítése mindkét esetben Inczedy (1962) által leírtak szerint történt. (Jól záródó polietilénzsákban tárolva a védőanyagok szinte korlátlan ideig megőrzik működőképességüket.)

Kísérletek

A védőanyag-etetés minden esetben már a Hg-beadás előtt 3 nappal megkezdődött és 12 napon át, vagyis az állatok levágásáig folytatódott. Ez mind a négy alkalommal úgy történt, hogy az E2 és az E4 jelű csoport takarmányát kilogrammonként 20, illetve 40 g EDTA-formában levő anioncserélővel, a C2 és a C4 jelű csoportét pedig 20, illetve 40 g

Cl^- formában levő anioncserélővel kiegészítettük. A kontroll céljára beállított K jelű csoport nem kapott védőanyagot. A higanyt az állatok közvetlenül a háromnapos akklimatizációs idő leteltekor csoportonként azonos dózisban kapták (1500 μg /csoport Hg). Ez úgy történt, hogy 10 cm^3 radioaktív HgCl_2 oldatot kb. 100 g védőanyagmentes takarmányban felitattunk, majd az így kapott anyagot az adott csoporttal megettük. A higany gyors és hiánytalan elfogyasztásáról úgy gondoskodtunk, hogy a higanytartalmú takarmány etetésével egyidejűleg más takarmányt nem biztosítottunk az állatok számára.

A Hg-beadás után naponta megmértük az egyes csoportok által termelt ürülék tömegét, majd homogenizálás után az anyagból mintát vettünk. A kísérlet 9. napjának leteltével az állatokat levágtuk, a tetemekből a bal mellizmot, a máját és a vesét kivettük, majd az azonos kezelést kapott állatok azonos szerveit megfelelő daráló segítségével homogenizáltuk. Mind az ürülékből, mind a szervekből készült homogenizátumokat porüvegekben tároltuk (rendszerint egy-két napon át) az aktivitás-koncentráció méréséig.

Nukleáris mérés technika

A mérőrendszer lényegében három, GAMMA (Budapest) gyártmányú egységből, nevezetesen egy 256 csatornás NK 370 tip. amplitudóanalizátorból, egy szcintillációs detektorral ellátott 321 tip. mérőfejből és egy NZ 138 tip. üreges mérőhelyből állott. A rendszerhez számítógép, nyomtató és színes TV-készülék is csatlakozott. A jelfeldolgozáshoz alkalmazott programot az MTA KFKI (Budapest) dolgozta ki. A rendszerrel a Hg-203 izotóp 0,279 MeV energiájú γ -sugárzását mértük. A mérési idő az aktivitástól függően 100-1000 s volt.

Adatfeldolgozás

A ténylegesen mért aktivitások helyett mindig a higanybeadás időpontjára visszazámolt értékeket vettük figyelembe. A napi ürülék aktivitását az exkrétum tömegéből és aktivitás-koncentrációjából, a szervekben maradt higany koncentrációját pedig a beadott radiohigany fajlagos aktivitásából és a minták aktivitás-koncentrációjából számítottuk ki. Az exkréciót az ürülék és a beadott higany aktivitása alapján százalékban adtuk meg. Az átlagértékek matematikai-statisztikai összehasonlítása végett kétváltozós varianciaanalízist végeztünk, 5%-os valószínűségi szinten a SAS (1990) programcsomag segítségével.

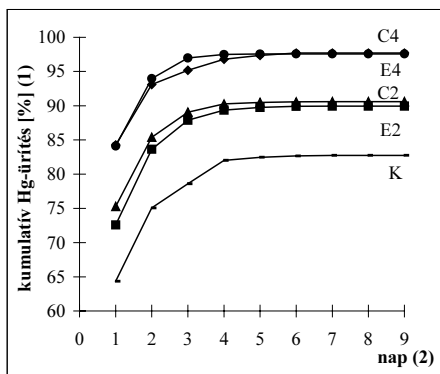
EREDMÉNY ÉS ÉRTÉKELÉS

A gyakorlatilag azonos körülmények között végzett négy kísérletben meghatározott kumulatív Hg-exkréció adott kezeléseknél és időtartamoknak megfelelő értékei meglehetősen közel estek egymáshoz ($\text{CV} < 5\%$), így azok átlagolását a kiürülési görbék megszerkesztéséhez megengedhetőnek láttuk. A kapott középértékek felhasználásával készült 1. ábra tehát a négy kísérlet egyidejű figyelembevételével mutatja a kumulatív Hg-exkréció időfüggését. Ebből kiderül, hogy az említett időfüggés jellegét a felhasznált védőanyagok nem változtatták meg, a Hg-exkréció mértékét azonban jelentősen befolyásolták. Meglepő, hogy az EDTA- és a Cl^- formára hozott anioncserélő szinte azonos mértékben segítette elő a Hg-eltávolítást a szervezetből.

Célkitűzésünk szempontjából csak a Hg-beadást követő meglehetősen szűk időintervallum volt meghatározó, mivel szignifikáns védőhatást csak az első napi Hg-exkréciók tekintetében tudtunk varianciaanalízissel igazolni (2. ábra). Ettől kezdve a naponta eltávozott higany mennyisége már független volt a kezeléstől. Ez nincs ellentmondásban azzal, hogy a kumulatív Hg-exkréciók tekintetében 9 nap múlva is fennálltak szignifikáns eltérések (3. ábra), mivel azok már az első napon kialakultak.

1. ábra

Az ürüléken keresztüli kumulatív Hg-ürítés időfüggése



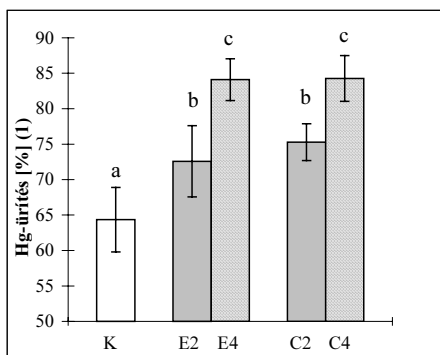
E2 és E4, valamint C2 és C4: 20, ill. 40 g VARION AD (EDTA), valamint 20, ill. 40 g VARION AD (Cl⁻) hozzáadva 1 kg takarmányhoz (E2 and E4, or C2 and C4: 20 or 40 g VARION AD (EDTA) resp. or 20 or 40 g VARION AD (Cl⁻) resp. added to 1 kg feed), K: kontroll (control).

Figure 1: Time dependence of cumulative Hg excretion

Cumulative Hg excretion(1), Day(2)

2. ábra

Az ürüléken keresztüli Hg-ürítés a Hg-beadást követő napon



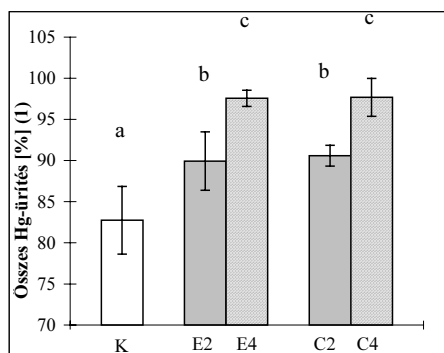
E2, E4, C2, C4 és K: ld. 1. ábra. (See Figure 1.) Az oszlopok átlagokat és azok szórásértékeit jelölik. (Columns represent mean \pm S.D.) Az eltérő betűvel jelölt értékek szignifikánsan különböznek ($P < 0,05$). (Values with different letters differ significantly.)

Figure 2: Hg excretion the first day after Hg administration

Hg excretion(1)

3. ábra

Összes Hg-ürítés a beadást követő kilenc nap folyamán



Képszöveg: ld. 2. ábra. (Caption: see Figure 2.)

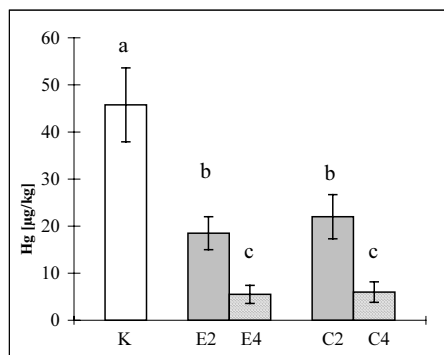
Figure 3: Total Hg excretion in the course of nine days after Hg administration

Total mercury excretion(1)

A 4-6. ábra az izomban, a májban, illetve a vesében akkumulálódott higany közepes szintjeit és a kísérletenkénti átlagos Hg-koncentrációk szórásait mutatja. Variancaanalízissel kimutattuk, hogy mind az EDTA-, mind a Cl^- formában levő anioncserélő lecsökkentette a vizsgált szervek Hg-tartalmát. A két védőanyag hatása között egyébként ebben a tekintetben sem volt kimutatható eltérés az 5%-os valószínűségi szinten.

4. ábra

A mellizomban akkumulálódott Hg koncentrációja

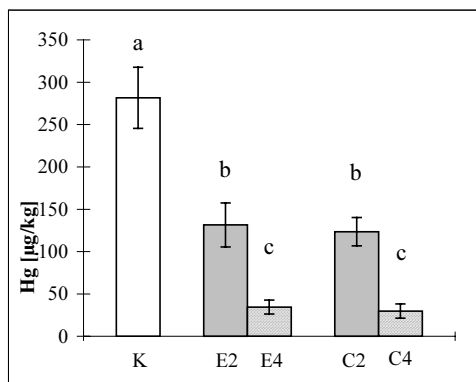


Képszöveg: ld. 2. ábra. (Caption: see Figure 2.)

Figure 4: Concentration of Hg accumulated in the breast muscle

5. ábra

A májban akkumulálódott Hg koncentrációja

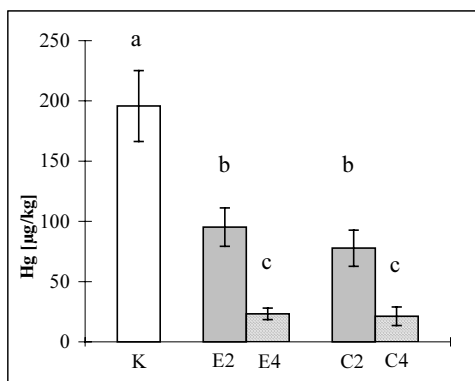


Képszöveg: ld. 2. ábra. (Caption: see Figure 2.)

Figure 5: Concentration of Hg accumulated in the liver

6. ábra

A vesében akkumulálódott Hg koncentrációja



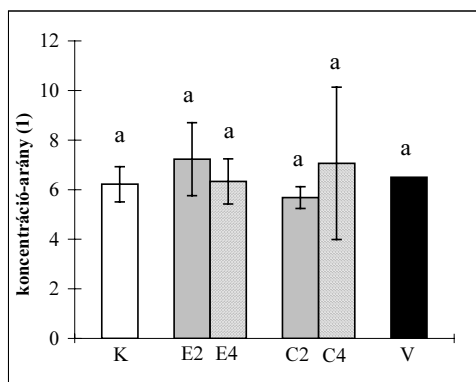
Képszöveg: ld. 2. ábra. (Caption: see Figure 2.)

Figure 6: Concentration of Hg accumulated in the kidneys

A 7-8. ábra azt mutatja, hogy a vizsgált szervekben talált Hg-koncentrációk arányai függetlenek voltak az elvégzett kezelésektől. Ez arra enged következtetni, hogy a felhasznált védőanyagok nem változtatták meg a higany eloszlását a szervezetben. A májban és az izomban, valamint a májban és a vesében talált Hg-koncentrációk aránya – a kezelésektől függetlenül – 6,5, illetve 1,5 volt. Ezek az arányszámok alig különböznek azoktól, amelyek *Vogt et al., (1986)* által közölt, ugyancsak a baromfiszervek Hg-tartalmára vonatkozó adatokból megállapíthatók.

7. ábra

A májban és az izomban akkumulálódott Hg koncentrációjának aránya



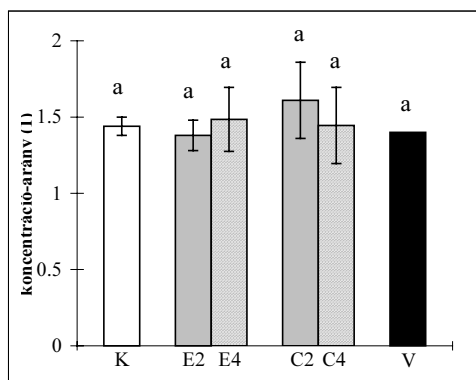
E2, E4, C2, C4 és K: ld. 1. ábra. (See Figure 1.) V: Vogt et al. (1986) adatai alapján számolva. (calculated from data published by Vogt et al., 1986). Az oszlopok az átlagokat és a hozzájuk tartozó szórásértékeket jelölik. (Columns represent mean \pm S.D.)

Figure 7: Ratio of the concentration of Hg accumulated in the liver and breast muscle

Concentration ratio(1)

8. ábra

A májban és a vesében akkumulálódott Hg koncentrációjának aránya



Képszöveg: ld. 7. ábra. (Caption: see Figure 7.)

Figure 8: Ratio of the concentration of Hg accumulated in the liver and kidneys

Concentration ratio(1)

A kísérletek folyamán elhullás nem volt, a vágás utáni állatorvosi vizsgálat során pedig nem derült ki rendellenesség. A 12 napos védőanyagvetés (3 nap akklimatizáció és 9 nap kísérlet) folyamán a K, E2, E4, C2 és C4 jelű csoportokat alkotó egyedek átlagos

tömeggyarapodása 918, 876, 891, 900, illetve 906 g volt, ami 2-7%-kal alatta maradt a *Ross Brojler Teljesítménytáblázat (1987)* alapján kiszámítható értéknek. Jelen esetben az a lényeges, hogy a felhasznált védőanyagok gyakorlatilag nem befolyásolták az állatok tömeggyarapodását.

KÖVETKEZTETÉSEK

Mind az EDTA-, mind a Cl^- -formára hozott VARION AD műgyanta megnövelte az ürülékkel eltávozó higany mennyiségét és ennek megfelelően csökkentette a mellizomban, a májban és a vesében akkumulálódott higany koncentrációját. A kipróbált két anyag védőhatása gyakorlatilag nem különbözött egymástól. A Hg-exkréció megnövekedése csak közvetlenül a Hg-beadás után lépett fel, ami összehangban van azzal az elképzeléssel, hogy a védőhatás kizárólag a felszívódás akadályozásának tudható be. Erre mutat egyébként az is, hogy a higany eloszlását a kezelések nem változtatták meg a szervezetben.

IRODALOM

- Aschner, M., Aschner, J.L. (1990). Mercury neurotoxicity: Mechanisms of blood-brain barrier transport. *Neurosci Biobehav Rev.*, 14. 169-176.
- Barregard, L., Sallsten, G., Jarvhol, B. (1990). Mortality and cancer incidence in chloralkali workers exposed to inorganic mercury. *Br. J. Ind. Med., England*, 47. 99-104.
- Berlin, M. (1979). Mercury. In: *Handbook on the toxicology of metals*. Ed. Friberg, L., Nordberg, L.F., Vouk, V.B., Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam, 503-530.
- Bienvenue, E., Boudou, A., Desmazes, J.P., Gavach, C., Georgescauld, D., Sandeaux, J. (1984). Transport of mercury compounds across biomolecular lipid membranes: Effect of lipid composition, pH and chloride concentration. *Chem. Biol. Interact.*, 48. 91-101.
- Coates, G.E., Wade, K. (1967). *Organometallic compounds*. Methuen, London, 1. 121-176.
- Curtis, D., Klassen, D. (1996). *Casarett and Doull's Toxicology. The basic sciences of poisons*. McGraw-Hill Companies, Inc. Health Professions Divisions, New York, 395-396., 707-712., 885-886.
- Czuba, M., Komsta-Szumaska, E., Mortimer, D.C., Reuhl, K.R. (1982). The effects of plant-incorporated methylmercury on its distribution, excretion and demethylation in the rat. *Toxicol Letters*, 15-220.
- Csathó P. (1994). Nehézfém- és egyéb toxikus elem-forgalom talaj-növény rendszerben. *Agrokémia és Talajtan*, 43. 371-397.
- Greenwood, N.N., Earnshaw, A. (1986). *Chemistry of the elements*. Pergamon Press, Oxford-NewYork-Toronto, 1395-1420.
- Gyrd-Hansen, N. (1981). Toxicokinetics and methylmercury in pigs. *Arch. Toxicol.*, 48. 173-181.
- Harada, M. (1980). Methyl mercury poisoning due to environmental contamination /minamata disease/. In: *Toxicity of heavy metals in the environment*. Ed. Oehme, F.W., Part, I, Marcel Dekker, Inc., New York, 261-302.
- Hursh, J.B., Clarkson, T.W., Miles, E.F., Goldsmith, L.A. (1989). Percutaneous absorption of mercury vapor by man. *Arch. Environ. Health*, 44. 120-127.

- Ilback, N.G., Sunberg, J., Oskarsson, A. (1991). Methylmercury exposure via placenta and milk impairs natural killer (NK) cell function in newborn rats. *Toxicology Letters*, 58. 149-158.
- Inczédy J. (1962) Ioncserélők analitikai alkalmazása. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 180-182.
- Kádár I. (1995). A talaj-növény-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Környezetvédelmi és területfejlesztési Minisztérium MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest, 58. 71.
- Kambamanoli-Dimou, A., Kamarianos, A., Kilikidis, S. (1991). Transfer of methylmercury to hens' eggs after oral administration. *Bull. Environ. Contam. Toxicology*, 46. 128-133.
- Kostylnak, P.J., Soiefer, A.I. (1984). A methylmercury toxicity model to test for possible adverse effects resulting from chelating agent therapy. *J. Appl. Toxicol.*, 4. 206-210.
- Lisk, D.J. (1972). Trace metals in soils, plants and animals. *Adv. Agron.*, 24. 267-325.
- Loi, P. (1987). Minamata: extraordinary contamination of fish with mercury. *Summa*. 4. 117-119.
- Mohamed, M.K., Burbachr, T.M., Mottet, N.K. (1987). Effects of methylmercury on testicular functions in macaca fascicularis monkeys. *Pharmacol. Toxicol.*, 60. 29-36.
- National Academy of Sciences (1980). Mineral tolerance of domestic animals. National Academy Press, Wasington, D.C. 304-327.
- Nordenhall, K., Dock, L., Vahter, M.Ü. (1995). Transplacental and lactanional exposure to mercury in hamster pups after maternal administration of methyl mercury in late gestation. *Pharmacol. Toxicol.*, 77. 130-135.
- Norseth, T., Clarkson, T.W. (1971). Intestinal transport of 203Hg-labelled methyl mercury chloride. *Arch. Environ. Health*, 22. 568-575.
- Pais I. (1980). A mikrotápanyagok szerepe a mezőgazdaságban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 106-107.
- Pal'usková, O., Ursinyová, M., Uhnák, J. (1991). Mercury level the components of the environments and diets. *The Science of the Total Environment*, 101. 79-82.
- Rader, W.A., Spaulding, J.E. (1979). Regulatory aspects of trace elements in the environment. Toxicity of heavy metals in the environment. Ed. Oehme, F.W., Part 2., Marcel Dekker, Inc., New York, 669-688.
- Rétfalvi T., Sarudi I., Lassu-Merényi Zs. (1997). The effect of protective agents againts toxic heavy metals in microelement status in rats. *Workshop on Environmental Biochemistry of Heavy Metals*. Ed. Szilágyi M., György Bessenyi College, Nyíregyháza, 105-108.
- Rowland, I.R., Robinson, R.D., Doherty, R.A. (1984). Effect of diet on mercury metabolism and excretion in mice given methylmercury: role of gut flora. *Arch. Environ. Health*, 39. 401-408.
- Rudd, J.W.M. (1995). Sources of methyl mercury to freshwater: A Review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 80. 697-713.
- Salveterra, P., Massaro, E.J., Morganti, J.B., Lown, B.A. (1975). Time dependent tissue/organ uptake and distribution of Hg-203 in mice exposed to multiple sublethal doses of methyl mercury. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 32. 432-442.
- SAS (1985). SAS user's guide: Statistics (Version 5 Ed.). SAS Inst. Inc. Cary, NC.
- Schurz, F., Fink-Gremmels, J. (1998). Mercury-induced mutagenity and the influence of metal binding proteins. In: *Mengen- und Spurenelemente*, 18. Arbeitstagung. Ed. Anke, M., Fridrich-Schiller-Universität, Jena, 96-101.

- Siegel, B.Z., Lasconia, M., Yaeger, E., Siegel, S.M. (1984). The phytotoxicity of mercury vapor. *Water, Air, and Soil Pollution*, 23. 15-24.
- Steffan, N.R., Korthals, E.T., Winfrei, M.R. (1988). Effect of acidification on mercury methylation, demethylation and volatilization in sediments from an acid-susceptible lake. *Appl. Environ. Microbiology*, 54. 2003-2009.
- Szabó S.A., Régius-Möcsényi Á., Győri D. (1994). Mikroelemek a mezőgazdaságban III. Toxikus mikroelemek. Akadémiai Kiadó és Nyomda, Budapest, 22-38.
- Takács S. (1992). Környezet, ember, mikroelemek. Triorg Kft. Budapest, 96-101.
- Thompson, L.J., Hall, J.O., Meerdink, G.L. (1991). Toxic effects of the trace element excess. *Food Animal Practice*, 7. 277-306.
- Trevors, J.T. (1986). Mercury methylation by bacteria. *J. Basic Microbiol.*, 26. 499-504.
- Tryphonas, L., Nilsen, N.O. (1970). The pathology of arylmercurial poisoning in swine. *Can. J. Com. Med.*, 34. 181-184.
- Tryphonas, L., Nilsen, N.O. (1973). Pathology of chronically methylmercurial poisoning in swine. *Am. J. Vet. Res.*, 34. 379-383.
- Tsalev, G.L., Zaprianov, Z.K. (1984). Atomic absorption spectrometry in occupational and environmental health practice. CRC Press, Inc., Boca Raton, Fla., 1. 158-169.
- Tsubaki, T., Irukayama, K. (1977). Minamata Disease. Elsevier/North-Holland, Amsterdam.
- Vanderwater, L.J., Racz W.J., Norris, A.R., Buncel, E. (1983). Methylmercury distribution, metabolism and neurotoxicity in the mouse brain. *Can. J. Physiol. Pharmacol.*, 61. 1487-1493.
- Vermes L. (1987). Heavy metals concerning sewage sludge land application. *Int. Symp. „New results in the research of hardly known trace elements”*. Ed. Pais I., Univ. Hort. Ind., Budapest, 165-185.
- Vogt, H., Uebersvahr, K.H., Matthes, S. (1986). Einfluss von Methylquecksilberchloridzusätzen zum Legehennenfutter. 5. Spurenelement Symp., Ed. Anke, M., Friedrich-Schiller-Universität, Jena, 1120-1127.
- Williams, D.F. (1981). Mercury. In: *Systematic Aspects of Biocompatibility*. Ed: Williams, D.F., Pergamon Press, Inc., Boca Raton, Fla., 1. 1-273.

Levelezési cím (*corresponding author*):

Sarudi Imre

Pannon Agrártudományi Egyetem, Állattenyésztési Kar
7401 Kaposvár, Pf. 16.

*Pannon University of Agriculture, Faculty of Animal Science
H-7401 Kaposvár, P.O.Box 16.*

Tel.: 36-82-314-155, Fax: 36-82 320-175