

Dekontaminációs technológia fejlesztésének előzményei és szempontrendszere

Radó Krisztián¹, Horváthné Deák Emese¹, Németh Zoltán¹, Varga Kálmán¹
Schunk János², Patek Gábor²

¹Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Radiokémiai és Radioökológiai Intézet
8200 Veszprém, Egyetem u. 10., Tel: +36 88 624 178

²Paksi Atomerőmű Zrt., Vegyészeti Főosztály, Paks

Számos kutatási eredmény igazolja, hogy az AP-CITROX technológiának a paksi atomerőműben alkalmazott változata oldat- és felületkémi, valamint korróziós szempontból nem megfelelően kidolgozott, s nagy korrózióálló acélfelületek dekontaminálására nem alkalmas. Publikációnkban részletesen bemutatjuk a paksi atomerőműben alkalmazott AP-CITROX kémiai dekontaminációs eljárás lépéseit, tematikusan elemezzük a főbb technológiai fázisokat. Bemutatjuk egy a paksi atomerőmű reaktorblokkjainak primer hűtőkörében található, radionuklidokkal szennyezett ausztenites korrózióálló acélfelületek tisztítására alkalmazható, új kémiai dekontaminációs technológia fejlesztésének folyamatát. Összefoglaljuk, illetve elemezzük a fejlesztés során érvényesíteni kívánt főbb szempontokat.

Bevezetés

A Paksi Atomerőmű Zrt. (PA Zrt.) 1-3. reaktorblokkjainak primer hűtőkörében (a fűtőelem burkolatok felületén, a gőzfejlesztők ausztenites acél hőátadó csöveiben stb.) a 2002. évben jelentős mennyiségű Fe-oxid lerakódást mutattak ki. A fűtőelem kazetták felületein képződött lerakódás rontotta a hőátadási viszonyokat, befolyásolta a hőhordozó hidrodinamikai és nyomásállapotát, azaz kedvezőtlen hatással volt a reaktorblokkok teljesítményére. A lerakódási problémák miatt 2002. év végén csökkenteni kellett az 1-3. blokk teljesítményét. Végül 2003-ban sor került a 2. blokkból kirakott fűtőelem kazetták külső tartályos tisztítására. 2003. április 10-én, a kazettatisztítási folyamat során súlyos üzemzavar történt, amelyet követően részletes feltárómunka indult egyrészt az üzemzavar okainak, másrészt az annak előzményét jelentő Fe-oxid lerakódás forrásának tisztázására.

Az AP-CITROX kémiai dekontaminációs technológia

Az AP-CITROX technológia bemutatása

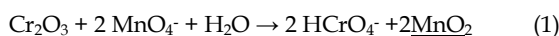
Az AP-CITROX eljárás a paksi atomerőműben a korábbi évek során alkalmazott nagy koncentrációjú, több lépéses

kémiai dekontaminációs technológia. Főként primerköri főberendezések és azok kiszerezhető elemeinek dekontaminálására használják fűthető, nagy térfogatú, recirkulációs szivattyúval és levegő befúvatási lehetőséggel ellátott dekontamináló kádakban. A nem kiszerezhető (kiszakaszolt) berendezések (pl. gőzfejlesztők) dekontaminálására dekontamináló berendezést használtak. A paksi atomerőműben az 1-3. blokk gőzfejlesztőinek kémiai dekontaminálására alkalmazták az 1993-2001 közötti időszakban, összesen 24 alkalommal. A technológia lépései, azok fő paraméterei az 1. táblázatban láthatóak.

2.2. A főbb technológiai lépések tematikus elemzése

Előoxidáció

Az AP-CITROX dekontaminációs technológia előoxidációs lépésében (1. táblázat, 2. lépés) a spinell-oxidréteg oxidatív megbontása a cél. Ezzel a lépéssel az oxidrétegben jelen levő és rosszul oldódó Cr^{III}-at jól oldódó Cr^{VI}-tá oxidálják lúgos kezeléssel. A reakció az alábbi egyenlet szerint játszódik le:



1. táblázat Az AP-CITROX kémiai dekontaminációs technológia lépései

	Hőmérséklet	Időtartam	Áramlási sebesség
1. Lépés: Vizes mosás (ultratiszta víz)	70 - 90 °C	30 perc	0,5 m s ⁻¹
2. Lépés: Lúgos kezelés (10 g dm ⁻³ nátrium-hidroxid és 5 g dm ⁻³ kálium-permanganát)	90 °C	3 óra	0,5 m s ⁻¹
3. Lépés: Vizes mosás (ultratiszta víz)	70-90 °C	30 perc	0,5 m s ⁻¹
4. Lépés: Savas kezelés (10 g dm ⁻³ citromsav és 10 g dm ⁻³ oxálsav)	90 °C	3 óra	0,5 m s ⁻¹
5. Lépés: Vizes mosás (ultratiszta víz)	70-90 °C	30 perc	0,5 m s ⁻¹
6. Lépés: Hidrogén-peroxidos öblítés (1 g dm ⁻³ hidrogén-peroxid)	70-90 °C	1 óra	0,5 m s ⁻¹
7. Lépés: Ammóniás öblítés (1 g dm ⁻³ koncentrációjú ammónia oldattal)	70-90 °C	30 perc	0,5 m s ⁻¹
8. Lépés: Vizes mosás (ultratiszta víz)	30 °C	30 perc	0,5 m s ⁻¹

A paksi atomerőműben alkalmazott AP eljárás előnye a rövid alkalmazási idő, a viszonylag kedvező dekontaminációs faktor, valamint az a tény, hogy a rendszerben esetlegesen előforduló zsíros-olajos szennyeződések is eltávolíthatók a segítségével. Az erőművi tapasztalatok, valamint laboratóriumi vizsgálatok azonban igazolták, hogy alkalmazása – a nagy mennyiségű hulladék keletkezése mellett – más hátránnyal is jár. A kezelés során a lúgos előoxidációt (pH=12-13) követően az oxidoldás savas (pH=2-4) tartományába visszük át a dekontamináló oldat pH-ját, ami a dekontaminált fém szerkezeti anyag felületek számára előnytelen.

Másrészt az eljárást levegőre nyitott rendszerben hajtják végre, ami – a NaOH oldat karbonátosodási reakciója miatt – a pH csökkenését eredményezi. Ennek következtében – nehezen kontrollálható módon – MnO₂ válik ki a felületeken. A lerakódott MnO₂ réteg gátolja a további oxidációs reakciók lejátszódását. Ennek következménye egyrészt az, hogy az előoxidáció hatékonysága nem kielégítő, másrészt a következő – oxidoldási – lépés kezdeti szakaszában nem oxidokat, hanem a MnO₂ lerakódást kell eltávolítani. Mindez korlátozza a dekontaminációs technológia hatékony megvalósítását [2].

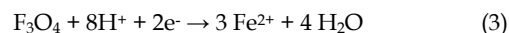
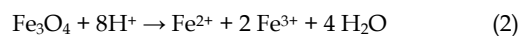
Oxidoldás

A kontaminálódott felületi oxidrétegek eltávolítására hatékony lehetőséget kínálnak az oxálsav bázisú technológiák. Az oxálsav alkalmazás kockázati tényezőit (optimális oldatösszetétel és koncentráció, komplexképződési folyamatok, Fe^{II}-oxalát kiválása, oxidoldási folyamatok kinetikája és mechanisztikus problémái stb.) azonban nem szabad figyelmen kívül hagyni.

Figyelembe véve az oxálsav alkalmazására vonatkozó szakirodalmi adatokat oldatkémiai szempontból reálisan feltételezhető, hogy a citromsav/oxálsav megfelelő arányú keveréke a tiszta oxálsavnál hatékonyabban képes a felületi oxidréteg komponenseinek (elsősorban a vasnak) oldására, illetve oldatfázisban tartására. Optimális oxálsav/citromsav arány esetén is fennállnak azonban az oxálsav alkalmazásának további potenciális, kockázati tényezői:

Az ausztenites korrózióálló acélok felületét borító, radioaktívan szennyezett Fe-oxidok (elsősorban Fe₃O₄ (magnetit), Fe₂O₃ (hematit), Ni_xFe_{3-(x+y)}Cr_yO₄, illetve Ni_xFe^{II}_{1-x}Fe^{III}₂O₄ összetételű spinellek) oldódása oxálsavat tartalmazó dekontamináló oldatban savas vagy redukzív mechanizmussal játszódhat le [3-5].

Magnetites lerakódás esetén az oldás folyamatait az alábbi egyenletekkel írhatjuk le (savas- és redukzív oldás):



Valamennyi felsorolt korróziós termék Fe-oxid savas oldódása már pH ≤ 4 oxálsav oldatban lejátszódik [3-4]. Tekintettel azonban arra a tényre, hogy a Fe^{III}-O kötés rendkívül stabil, az oldódás sebessége – még tiszta (nem szubsztituált) magnetit és hematit esetén is – rendkívül lassú, és Fe(C₂O₄)₃³⁻ anionok (oxalátok) keletkezését eredményezi [4-5].

A Fe-oxidok redukzív oldásának sebessége lényegesen gyorsabb. A redukzív oldás feltétele ugyanakkor oxálsav oldatokban a megfelelő pH (pH ≤ 4), a kellően negatív korróziós potenciál (lehetőleg negatívabb, mint a Fe → Fe²⁺ reakció egyensúlyi potenciálja), valamint az autokatalitikus

redukció lejátszódásának (megfelelő Fe^{2+} -koncentráció az oldatban és/vagy fényhatás) biztosítása [4-7]. Az AP-CITROX technológiánál alkalmazott oxálsav koncentráció ($c \leq 10 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$) termodinamikai szempontból lehetőséget biztosít a felsorolt oxidok redukív oldásához [4]. A redukív oldódás dominanciája azonban valamennyi korróziótermék esetén kinetikai és mechanisztikus okokból gátolt. Részletezve:

- a.) Magnetit és hematit lerakódások oxálsavas oldása, döntően fénymentes körülmények között, Fe^{II} -speciesszeket nem tartalmazó dekontamináló oldatokkal történik. Ez azt jelenti, hogy az autoredukív oldódás beindításához nélkülözhetetlen Fe^{II} -oxalátok nem, vagy csak lassan keletkezhetnek a Fe^{II} kioldódás, illetve a $\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)_3^{3-}$ -anionok fotolitikus redukciója révén az oldatfázisban. Tehát a redukív oldódási mechanizmus ez esetben nem, vagy csak számottevő indukciós időt követően válhat meghatározóvá.
- b.) A Ni-el és Cr/Ni-el különböző mértékben szubsztituált magnetit (spinell, Ni-ferrit) oxálsavas oldódásának redukív mechanizmusa az (a) pontban leírtakhoz hasonló okokból gátolt. Tekintettel a Cr^{III} -O kötés stabilitására és az autoredukív oldás feltételeinek hiányára a spinell szerkezetű oxidok – alapvetően savas mechanizmussal – lassan oldódnak [4-5]. A Cr-mal jelentős mértékben (kb. 7% fölött) szubsztituált spinell-oxidok oldódási sebessége a kérdéses oxálsavkoncentráció tartományban elhanyagolható. Amennyiben keletkezik Fe^{II} -oxalát, további kockázati tényezőt jelent oldhatósága a dekontamináló oldatban. Figyelembe véve a Fe^{II} -oxalát korlátozott oldhatóságát meleg vízben belátható, hogy a Fe^{2+} -ionok koncentrációja szabályozásának hiányában jelentős mennyiségű Fe^{II} -oxalát válhat ki a mentesített felületekre [3, 6, 8-12]. Ezek oxigén/vízgőz jelenlétében amorf Fe^{III} -hidroxidokká alakulnak, és az oxidréteg maradványaival „hibrid” szerkezetű, vastag, mobilis réteget alkotnak [1, 8-13].

A Fe^{II} és Fe^{III} -oxidok oldódása során keletkező anionos komplexet ($\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)_2^{2-}$, $\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)_3^{3-}$, $\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)_3^{3-}$) [4, 6] tartalmazó oldat kezelése is nehézséget jelent. Bár ezen komplexek kiválóan oldódnak, kinyerésükhöz anioncserélők alkalmazása szükséges. Esetleg mód van elbontásukra (pl. fotolitikus redukcióval), azonban ez utóbbi a Fe^{II} -oxalát-nál jelzett oldhatósági problémák kiküszöbölését feltételezi.

A PE Radiokémiai és Radioökológiai Intézetében korábban végzett vizsgálatok eredményei igazolják, hogy a felsorolt tényezőket figyelmen kívül hagyva nem kívánt morfológiai, illetve korróziós elváltozások következhetnek be a kezelt acélfelületen.

Passziválás

A potenciálisan alkalmazható passziválási lépések hatékonyságának vonatkozásában korlátozott szakirodalmi ismeretekkel rendelkezünk. A passziválás alapvető feladata, hogy a dekontaminált, védő oxidrétegtől részben vagy teljes egészében megfosztott fémfelületen új, homogén szerkezetű, passzív oxidréteget alakítsunk ki. A bázis-

eljárások közül felületkémi (metallográfiai) és hulladékkezelési szempontból az AP-CITROX technológiánál bevezetett megoldás (1 órán keresztül $70\text{-}90^\circ\text{C}$ -on $1 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$ hidrogén-peroxid oldat, majd 30 percen át ugyanezen a hőmérsékleten $1 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$ koncentrációjú ammónia oldat) nem tekinthető optimálisnak.

A passziválás hatékonyságát természetesen alapvetően befolyásolja az azt megelőző felülettisztítás. Nem tökéletesen tisztított felület esetén a felületen maradt fém-oxidok és -hidroxidok eleve passzív réteget képeznek; így a kémiai szempontból stabil oxidréteggel borított felületet passziválni értelmetlen.

Összefoglalva megállapítható, hogy az AP-CITROX technológia paksi atomerőműben alkalmazott változata oldat- és felületkémi, valamint korróziós szempontból nem megfelelően kidolgozott, s nagy korrózióálló acélfelületek dekontaminálására lényegében alkalmatlan.

Nagy acélfelületek dekontaminálására alkalmas kémiai dekontaminációs technológia fejlesztése

A technológia fejlesztés folyamata

Az AP-CITROX eljárás korábbiakban bemutatott hiányosságainak tükrében alapvető feladatként jelentkezett egy új, a paksi atomerőműben potenciálisan alkalmazható kémiai dekontaminációs technológia fejlesztési stratégiájának kidolgozása. A technológia fejlesztésének első lépéseként összegyűjtöttük az érvényesíteni kívánt szempontrendszer meghatározó elemeit, amelyek elemzésére a következő alfejezetekben részletesen kitérünk.

A technológia fejlesztés fontosabb szempontjai

A radioaktív kontamináció mértéke és jellege

Az „ideális” atomreaktorban a legfontosabb potenciális szennyező radionuklidok, azaz a hasadványtermékek és aktinidák nem juthatnak ki a fűtőelemekből. A reaktorok működése során azonban – normál üzemenet esetén is – számolnunk kell olyan független folyamatokkal, amelyek következtében radionuklidok lépnek ki a reaktortartályból, és bizonyos mértékű kontaminációt okoznak a teljes hűtőrendszerben. A radioaktív szennyeződést munkavédelmi és környezetvédelmi szempontból egyaránt kívánatos a minimális szintre csökkenteni, illetve megszüntetni. A könnyűvízes atomreaktorok hűtőkörében a radioaktív kontaminációnak legalább három fő forrása különböztethető meg [2, 14-15]:

- a hasadványtermékek és aktinidák kilépése a hibás fűtőelemekből;
- a hűtőközeg és szennyezőinek radioaktív termékei;
- a szerkezeti anyagok és a hőhordozóba kerülő korróziós termékek felaktiválódása és transzportja.

Normál üzemenet esetén (amikor nincs hasadványtermék-kilépés a meghibásodott fűtőelemekből) a primer

hűtőkori felületeken kialakuló radioaktív szennyezést elsődlegesen a radioaktív korróziós termékek keletkezése és transzportja okozza [3, 14-24]. A VVER típusú reaktorok esetén a hőhordozó bórsavas oldatába jutó legjellemzőbb korróziótermék-radionuklidok a ^{60}Co , ^{58}Co , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{95}Zr és $^{110\text{m}}\text{Ag}$.

A primer hűtőkörben a kontamináció és korrózió mellett a dekontamináció és korrózióvédelem összetett kapcsolatszerkezete is érvényesül. A felületek hatékony korrózióvédelme csökkenti a korróziótermék-radionuklidok mennyiségét és a radioaktív kontamináció mértékét. Másrészt a szennyezett felület megtisztítása szükségszerűen együtt jár valamilyen mértékű korróziós károsodással. Hatásos dekontaminálás ugyanis akkor érhető el, ha nem csak a felületen található, hanem a szerkezeti anyag (védő oxidréteg) mélyebb rétegeibe beépült radioaktív szennyezőket is eltávolítjuk. Törekedni kell ugyanakkor arra, hogy a dekontaminációs eljárás az alapfémeket elhanyagolható mértékben károsítsa, és a dekontaminációt követően a felületet tökéletesen tisztítsa és passziválja.

A felületi oxidrétegek homogén eltávolítása

A gőzfejlesztő hőátadó csövek dekontaminálására felhasználható technológia kifejlesztése során alapvető jelentőségű, hogy az eljárás tegye lehetővé a radionuklidok hatékony eltávolítását (dóziscsökkentést) és egyidejűleg az acélfelületek kondicionálását (a mobilis felületi oxidréteg eltávolítását és az alapfém passziválását). Közismert, hogy dozimetriai szempontból a két kobalt radioizotóp tekinthető domináns radioaktív szennyezőnek. A ^{60}Co szennyező hatása – tekintettel hosszú felezési idejére (5,27 év) és az emittált γ -fotonok nagy energiájára (1,17 és 1,33 MeV) – kiemelkedően kedvezőtlen. Egyes becslések szerint a PWR-típusú reaktorokban a karbantartó személyzet dózisterhelésének megközelítően 80 %-a a ^{60}Co radionuklidnak tulajdonítható. Ezen radioizotópok kontaminációs folyamatait tematikusan tanulmányozták ausztenites korrózióálló acélfelületeken ([8, 23-25] és ott feltüntetett hivatkozások). A vizsgálati eredmények igazolták, hogy: (i) a ^{60}Co radionuklidok mind a külső magnetit (Ni-ferrit) mind a belső Fe-kromit rétegekben megtalálhatók, és a radioaktivitás döntő hányada főként a vékony kromit rétegben akkumulálódik, (ii) a $^{110\text{m}}\text{Ag}$ radionuklidok döntő része cementációs folyamat révén épül be a felületi oxidrétegbe. Figyelembe véve a felsorolt tényeket belátható, hogy az effektív dekontamináció magában foglalja a felületi oxidréteg nagy részének dekompozícióját és a – laza vagy szorosabban kötött radioaktívan szennyezett – korróziós termékek homogén oldását.

Alkalmazhatóság a paksi atomerőmű gőzfejlesztőinek belső felületén kialakult specifikus oxidrétegek kezelésére

Az 1-4. reaktorblokk gőzfejlesztőiben a hőátadó csövek belső felületén kialakult speciális oxidrétegek jellemző

adatait összefoglalva megállapítható, hogy a csőminták belső felületének korróziós és metallográfiai jellemzői (korróziósebesség, védő oxidréteg vastagsága, struktúrája és fázisösszetétele) alapján két csoportba sorolhatók. Egyértelműen kedvező korróziós állapotban vannak a nem dekontaminált gőzfejlesztőkből származó acélcső-próbatestek. A korróziós jellemzőit tekintve passzív tulajdonságokkal rendelkező felület – az ipari körülményeket modellező – bórsav oldatban mért átlagos korróziósebessége nem haladja meg az $1 \mu\text{m}/\text{év}$ értéket. A hőátadó csövek belső felületén képződött passzív réteget egy vékony ($d < 0,5 \mu\text{m}$), mélységében erősen tagolt oxidréteg és az alatta elhelyezkedő Cr-ban enyhén dúsult kristályos fázis (feltehetően ausztenit) alkotja. Ezzel szemben az AP-CITROX dekontaminációs eljárásnak alávetett 1-3. blokkok gőzfejlesztő hőátadó csöveinek belső felületét vastag ($d > 1 \mu\text{m}$), kémiai és fázisösszetételét tekintve „hibrid” struktúrájú réteg borítja. A rétegben az amorf Fe-oxidok (hidroxidok) és a kristályos, magasabb átlagrendszámú elemeket (Cr, Ni) tartalmazó fázisok (spinell és ausztenit) váltakozva fordulnak elő. A „hibrid” struktúrájú oxidréteg vastagsága egyes dekontaminált GF-ek esetében meghaladja a $10 \mu\text{m}$ -t.

Ezek alapján kijelenthetjük, hogy a kifejlesztendő technológiának egyaránt biztosítani kell a 4. blokki nem dekontaminált és az 1-3. blokki – korábban dekontaminált – gőzfejlesztők ausztenites korrózióálló acél hőátadó csöveinek felületén kialakult, esetenként speciális oxidrétegek („hibrid” szerkezet, több mikrométeres vastagság) homogén oldását. Megfelelő hatékonyság eléréséhez (homogén oldás) elengedhetetlen, hogy a dekontaminációs technológia (paraméterei által) a gőzfejlesztők főbb csoportjaira optimálva legyen. A dekontaminációs eljárás során alkalmazott paraméterek (áramlási sebesség, kontaktidő, a kémiai oldatok mennyisége és koncentrációja) meghatározásához viszont alapvető fontosságú ismerni az egyes gőzfejlesztők felületén kialakult egyedi oxidrétegek fő alkotóinak minőségét és mennyiségét (kémiai és fázisösszetételét).

A paksi atomerőműben kialakult technológiai háttér felhasználása

A technológia fejlesztésekor célszerű feltételként érvényesíteni, hogy az eljárás hasznosítsa a paksi atomerőműben az elmúlt évtizedekben a gőzfejlesztő dekontaminálás során kialakult műszaki-technikai háttérrel és technológiai ismeretekkel. E szempontot érvényesítve lehetséges a dekontaminációs technológia kifejlesztését és üzemi bevezetését idő és költségkímélő módon végrehajtani. Ezek alapján célszerű CITROX bázisú technológia fejlesztését elvégezni.

Irodalomjegyzék

- [1] A. Szabó, A. Mátyás, K. Varga, K. Radó, Z. Németh, D. Oravetz, É. Kristófné Makó, Z. Homonnay, E. Kuzmann, J. Schunk, P. Tilky, F. Oszwald, G. Patek: *Korróziós Figyelő*, 44(4), 123 (2004)
- [2] M.E. Pick, M.G. Segal: *Nucl. Energy*, 22(6), 433 (1983)
- [3] J. A. Ayres: *Decontamination of Nuclear Reactors and Equipment*, The Ronald Press, New York (1970)
- [4] D.W. Shoemith, D.S. Mancey, D.C. Doern, and M.G. Bailey: *Corros. Sci.*, 45(2), 149 (1989)
- [5] E. Baumgartner, M.A. Blesa, H.A. Marinovich, A.J.G. Maroto: *Inorg. Chem.*, 22, 2224 (1983)
- [6] B. Bayri, R. Rosset, J. Desbarres, A. Jardy, D. Noel, O. Kerrec, B. Lantes: *Nucl. Eng. Des.*, 160, 159 (1996)
- [7] Elena B. Borghi, Salvador P. Ali, Pedro J. Morando, Miguel A. Blesa: *J. Nucl. Mater.*, 229, 11 (1996)
- [8] K. Varga: *The role of interfacial phenomena in the contamination and decontamination of nuclear reactors* In: *Radiotracer Studies of Interfaces* (Ed. by G. Horányi), *Interface Science and Technology*, Elsevier B.V., Amsterdam, Vol. 3. 313 (2004)
- [9] . Homonnay, E. Kuzmann, K. Varga, Z. Németh, A. Szabó, K. Radó, É. Kristófné Makó, L. Kövér, I. Cserny, D. Varga, J. Tóth, J. Schunk, P. Tilky, G. Patek, F. Oszwald: *J. Nucl. Mater.*, 348, 191 (2006)
- [1] K. Varga, Z. Németh, A. Szabó, K. Radó, D. Oravetz, Z. Homonnay, J. Schunk, P. Tilky, F. Kőrös: *J. Nucl. Mater.*, 348, 181 (2006)
- [11] K. Varga, Z. Németh, A. Szabó, K. Radó, D. Oravetz, Ms. K. É. Makó, Z. Homonnay, E. Kuzmann, S. Stichleutner, P. Tilky, J. Schunk, F. Oszwald, G. Patek: *Comprehensive investigation of the corrosion state of the heat exchanger tubes of steam generators. WANO-MC Workshop: "Experiences and techniques of SG Decontamination in VVER Plants"*, April 5-9, 2004. Paks NPP, Paks, Hungary (on CD-ROM)
- [12] Z. Homonnay, E. Kuzmann, S. Stichleutner, É. Kristófné Makó, K. Varga, Z. Németh, A. Szabó, P. Tilky, J. Schunk, G.. Patek: *Magy. Kém. Folyóirat*, 108 (10), 449 (2002)
- [13] K. Varga, Z. Németh, A. Szabó, K. Radó, D. Oravetz, P. Tilky, J. Schunk: *Korróziós Figyelő*, 43(3), 71 (2003)
- [14] Bodansky, A.: *Nuclear Energy*, AIP Press, New York (1996)
- [15] Choppin, G. - Rydberg, J. - Liljenzin, J. O.: *Radiochemistry and Nuclear Chemistry*. Butterworth-Heinemann Ltd, Oxford (1995)
- [16] Wood, C. J., Spalaris C. N.: *Sourcebook for Chemical Decontamination of Nuclear Power Plants*, EPRI Report, NP-6433, Palo Alto, California (1989)
- [17] Wood, C. J.: *Prog. in Nucl. Energ.* 23, 35 (1990)
- [18] Comley, G. C. W.: *Prog. in Nucl. Energ.* 16, 41 (1985)
- [19] a, Lister, D. H.: *Water Chem. of Nucl. React. Systems*. 6. BNES, London (1992)
b, Lister, D. H.: *Some aspects of corrosion in cooling water systems and their effects on corrosion product transport. EUROCORR 2003, Budapest, 2003. szeptember 28. - október 22. (CD-ROM)*
- [20] Murray, A. P.: *Nucl. Technology* 74, 324 (1986)
- [21] Romeo, G.: *Characterization of corrosion products on recirculation and bypass lines at Millstone-1. Research Project 819-1, NP-949, Interim Report* (1978)
- [22] *Atomerőművek primer és szekunderköri vízüzemének 3. nemzetközi szemináriuma Balatonfüred, 1997. szeptember 16-20. Proceedings*
- [23] G. Hirschberg, P. Baradlai, K. Varga, G. Myburg, J. Schunk, P. Tilky and P. Stoddart, *J. Nucl. Mater.*, 265, 273 (1999)
- [24] K. Varga, G. Hirschberg, Z. Németh, G. Myburg, J. Schunk and P. Tilky, *J. Nucl. Mater.*, 298, 231 (2001)
- [25] K. Varga, G. Hirschberg, P. Baradlai and M. Nagy, In: *Surface and Colloid Science*, (Ed. by E. Matijević) Kluwer Academic/Plenum, New York, 341 (2001)