

VLIV VENKOVNÍHO OVZDUŠÍ NA STŘEŠNÍ KRYTINU Z OLOVĚNÉHO PLECHU

František Skácel a Viktor Tekáč

Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, skacelf@vscht.cz

Použití válcovaného plechu z měkkého olova jako střešní krytiny nebo její části přináší environmentální riziko vyplývající s postupného vymývání iontů Pb(II) do vody a půdy. Studie v trvání 112 dnů uskutečněná v terénních podmínkách dvou odlišných stanovišť zahrnovala sledování kvality ovzduší daného stanoviště, pluviometrických a meteorologických parametrů a stanovení olova v týdenních slévaných vzorcích mokré depozice. Průměrná hmotnostní koncentrace iontů Pb²⁺ ve srážkovém splachu při analýze působení srážkových epizod činila 6,8±1,6 μg/dm³ pro pozadové stanoviště a 14±3,2 μg/dm³ pro exponované stanoviště. Při porovnání této hodnoty s nejvyšší přípustnými hodnotami (NPH) závlahových vod je zřejmé, že je výrazně menší než stanovená hodnota limitu vhodné vody 50 μg/dm³. Pro zamýšlené použití při správné konstrukci, provedení a údržbě není pravděpodobná významná kontaminace povrchových vod olovem.

Klíčová slova: olověná střešní krytina, kvalita závlahových vod, atmosférická koroze olova

Došlo 12. 05. 2017, přijato 05. 09. 2017

1. Úvod

Použití válcovaného plechu z měkkého olova Pb99,97 nebo Pb99,985 [1-2] jako střešní krytiny nebo její části přináší environmentální riziko vyplývající s postupného vymývání iontů Pb(II) do vody a půdy. To se týká především oblastí se zhoršenou kvalitou venkovního ovzduší např. vlivem dopravní zátěže, emise znečišťujících látek z lokálních topenišť apod.

V Evropě se srážková voda odtékající ze střech nepokládá za znečištěnou vodu v porovnání například se srážkovou vodou odtékající z povrchu dálnic [3]. V České republice v současné době není kvalita srážkové vody odtékající ze stavebních konstrukcí, střech apod. omezena žádným právním předpisem [4-5]. Na tuto vodu se pohlíží jako na závlahovou vodu, jejíž kvalitu určuje pouze technická norma ČSN 757143 [5-6]. Nejvyšší přípustné hodnoty ukazatelů jakosti pro jednotlivé třídy závlahových vod uvádí následující tabulka [7].

Tab. I Nejvyšší přípustné hodnoty hmotnostní koncentrace olova v mg/dm³ pro jednotlivé třídy závlahových vod [7]

Tab. I Maximum allowable concentrations of lead in mg/dm³ for different classes of irrigation water [7]

Třída		
I	II	III
Voda vhodná	Voda podmíněně vhodná	Voda nevhodná
0,05	0,1	>0,1

Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod uvádí v příloze č. 3 pouze normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod, které se na srážkovou vodu odtékající ze stavebních konstrukcí nevztahují [7].

2. Teoretická část

Atmosférická koroze olova probíhá různými mechanismy, z nichž největší význam má koroze elektrochemická, při níž příslušné elektrochemické děje probíhají

v tenké vrstvě fázového rozhraní kov-atmosféra [8]. Malá tloušťka vrstvy elektrolytu a stálý přebytek vzdušného kyslíku vytváří vhodné podmínky pro to, aby dílčí katodické reakce probíhaly převážně s kyslíkovou depolarizací. Malý objem elektrolytu dále způsobuje jeho rychlé sycení produkty korozních reakcí, což je v mnoha případech významný činitel omezující rozsah korozního působení. Převážně neutrální nebo pouze mírně kyselá reakce tohoto elektrolytu vede k tomu, že atmosférická koroze je vždy doprovázena vznikem pevných korozních produktů.

Vzhledem k tomu, že existence tenké vrstvy elektrolytu je základní podmínkou atmosférické koroze, má mechanismus vzniku tohoto elektrolytu velký význam. Vzniká na fázovém rozhraní (s-g) již při nižších vlhkostech vzduchu. Příčinou jsou jednak nerovnosti povrchu kovu a dále přítomnost různých pevných nečistot (prachové částice, korozní produkty), které způsobují kapilární kondenzaci vodní páry. V reálném prostředí mezní vrstvy atmosféry je složení kondenzátu velmi proměnlivé. Rozpouští se v něm nejen majoritní složky, ale i další minoritní složky ovzduší, především CO₂, NO₂, SO₂ a soli obsažené v aerosolových částicích. Za podmínek, kdy je tenze vodní páry nasycených roztoků těchto látek nižší než parciální tlak vodní páry v ovzduší, tak na fázovém rozhraní vzniká vrstva elektrolytu tvořeného zředěnými roztoky daných látek.

Průběh atmosférické koroze olova elektrochemickými procesy v tenké vrstvě elektrolytu má řadu zvláštních aspektů daných vlastnostmi tohoto kovu; např. elektrochemický potenciál $E^\circ(\text{Pb}^{2+}/\text{Pb}) = -0,126 \text{ V}$ [9]. V reálných podmínkách se tloušťka vrstvy elektrolytu pohybuje v rozmezí 20 až 200 μm [10]. To znamená, že klade jen velmi malý odpor průniku atmosférického kyslíku a koroze probíhá za jeho stálého přebytku. Tenká vrstva elektrolytu se rychle sytí korozními produkty, což ovlivňuje polarizaci a zpomaluje dílčí katodické a anodické reakce. Okolnost, že elektrolyt má na anodě zpravidla neutrální nebo v zatížených oblastech slabě kyselou reakci

(pH 2,5 až 6,8), vede ke vzniku pevných korozních produktů, které samy o sobě působí tlumivým účinkem. Katodická reakce je pak vznikem těchto produktů ovlivňována v daleko menší míře. Z praxe je známo, že atmosférická koroze kovů probíhá podstatně intenzivněji za přítomnosti plynných polárních složek nebo rozpustných solí. Již velmi nízké koncentrace těchto látek v ovzduší mohou řádově zvýšit rychlost korozních dějů. K nejvýznamnějším složkám, které působí tímto způsobem, patří NO₂, SO₂, ozon a soli, v přímořských oblastech především NaCl [11].

Studiu atmosférické koroze olova a jeho slitin je věnována řada publikací s důrazem především na korozi historických objektů (píšťaly varhan, sochy apod.) [12]. Jen několik studií je přitom zaměřeno na zkoumání účinků atmosféry na olovo a jeho slitiny v oblastech se silně znečištěným ovzduším [13-15].

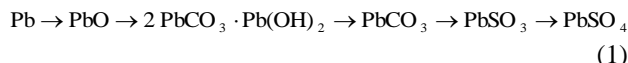
Vliv jednotlivých složek atmosféry závisí na působení příslušných zdrojů emisí. V České republice mají největší význam oxidy dusíku a síry. Z hlediska dlouhodobého působení má rozhodující vliv na kinetiku atmosférické koroze interakce aniontů příslušných kyselin a vznikajících solí a kovu. Funkce aerosolových částic se v různých fázích korozního děje projevuje různým způsobem. V počátečním stádiu atmosférické koroze mají tyto částice obecně značný vliv na její průběh zejména proto, že tvoří kondenzační centra snižující kritickou vlhkost. V dalším průběhu korozního děje se aerosolové částice přítomné v atmosféře projevují pouze tehdy, obsahují-li rozpustné složky.

Dalším významným faktorem kinetiky korozní reakce je překročení limitních hodnot relativní vlhkosti, při nichž dochází ke vzniku vrstvy elektrolytu. Z technického hlediska je významná hodnota limitní relativní vlhkosti 60 %. Při nižší relativní vlhkosti k atmosférické korozi prakticky nedochází. Kondenzace vodní páry je významným faktorem korozního procesu. V čistých atmosférách je předpokladem funkce elektrochemických článků s diferenční aerací (koroze pod kapkou) a ve znečištěných atmosférách narůstá koncentrace solí a dalších agresivních látek v kondenzované vodě. Ve vlhkém ovzduší s minimálním obsahem oxidů dusíku a síry však nelze očekávat intenzivní průběh korozního procesu, protože v tomto prostředí se nevytváří podmínky pro narušení primární oxidické vrstvy PbO. Navíc mokrá depozice sice zajišťuje existenci vrstvy elektrolytu na fázovém rozhraní, ale smývá s povrchu kovu usazené nečistoty, především soli, které mají stimulační účinek na atmosférickou korozi.

Za reálných atmosférických podmínek je vliv teploty ambivalentní. Je to dáno skutečností, že průběh atmosférické teploty a vlhkosti má často protichůdný charakter. To vede k tomu, že při zvýšení teploty může docházet k poklesu relativní vlhkosti pod kritickou mez, kdy nastává výrazné zpomalení a postupné zastavení korozního děje.

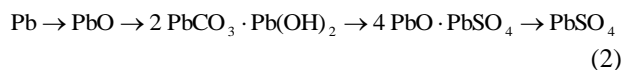
Olovo používané jako architektonický nebo stavební materiál vytváří při atmosférické expozici poměrně rychle ochrannou vrstvu nerozpustných solí. Tato vrstva

označovaná někdy jako patina je tvořena především vrstvou velmi stabilního PbSO₄ reakční sekvencí:

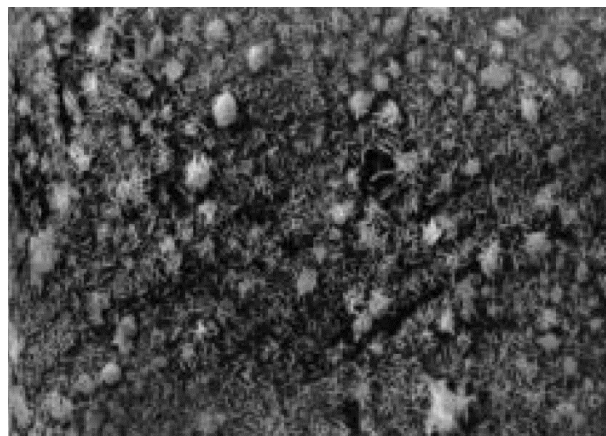


V této posloupnosti relací je nejrychlejší dějem oxidace kovového olova na oxid vzdušným kyslíkem [16]. Vznikající oxid je pak postupně převáděn vzdušným CO₂ na uhličitán a dále vytváří bazický hydrocerussit 2PbCO₃·Pb(OH)₂ [16]. Další expozicí vzdušným CO₂ je hydrocerussit převáděn na cerusit PbCO₃. Oxid siřičitý v ovzduší způsobuje postupný přechod patiny cerussitu na síran.

Délka časového intervalu tohoto procesu závisí na atmosférických podmínkách, především koncentraci SO₂. Novější studie prokázaly v reálném ovzduší znečištěném automobilovou dopravou a průmyslovými zdroji emisí znečišťujících látek poněkud odlišnou posloupnost reakčních dějů [17].



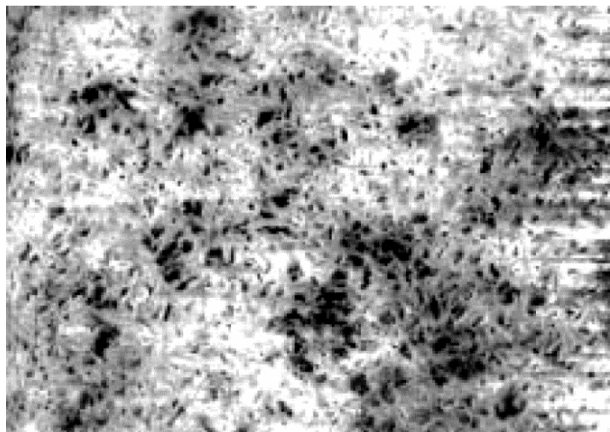
Při terénních zkouškách se prokázalo, že v průběhu tří dnů byl povrch olověné desky pokryt vrstvou masikotu (PbO), hydrocerussitu (2PbCO₃·Pb(OH)₂) s malým podílem PbSO₄ (17).



Obr. 1 Povrch olověné desky (BS 1178) po třídenní expozici v průmyslové zóně v okolí Birminghamu ve vzdálenosti 1 míle od dálnice M5 s denním průměrným látkovým zlomkem NO₂ 24 nmol/mol, NO_x 46 nmol/mol a SO₂ 2,7 nmol/mol [17]

Fig. 1 Surface of BS 1178 lead, exposed for 3 days within industrial zone of Birmingham 1 mile apart Highway M5 with daily mean mass fraction of NO 24 nmol/mol, NO_x 46 nmol/mol, and SO₂ 2,7 nmol/mol [17]

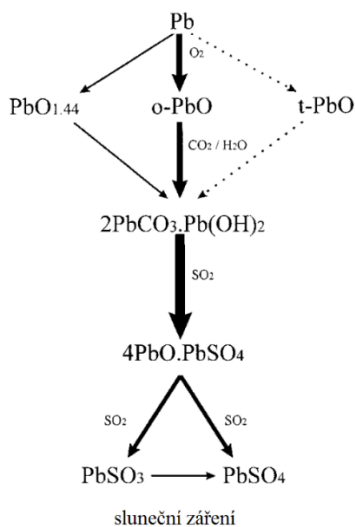
Po uplynutí týdenní expozice vrstva PbO vymizela a nahradil ji hydrocerussit a cerusit. Po uplynutí dalších 4 týdnů byla deska pokryta jen PbSO₄ [17].



Obr. 2 Povrch stejné olovené desky (BS 1178) po 18měsíční expozici v průmyslové zóně v okolí Birminghamu [17]

Fig. 2 Surface of the same plate BS 1178 lead, exposed for 18 months within industrial zone of Birmingham [17]

Studie prokázala platnost reakčního schématu uvedeného na následujícím obrázku.



Obr. 3 Reakční schéma vzniku patiny na povrchu čistého olova [17]

Fig. 3 Schematic representation of patination process of clean lead plate [17]

Pro potvrzení těchto závěrů při posuzování environmentálního rizika jsou nutné terénní zkoušky zaměřené na sledování výnosu olova z krytiny do srážkové vody vhodnou metodikou [18]. Výsledky podobných zkoušek však neprokázaly trvalé znečištění odtékající srážkové vody [3].

3. Experimentální část

Stanoviště terénních korozních zkoušek byla zvolena po konzultacích s odborníky z Českého hydrometeorologického ústavu. Pozad'ové stanoviště bylo zvoleno

v oblasti s minimálním působením lokálních zdrojů znečištění ovzduší, tj. bez lokálních zdrojů vytápění a dopravních komunikací. Korozní stanoviště s dopravní zátěží bylo umístěno v blízkosti frekventovaných tras a v oblasti s výskytem četných lokálních spalovacích zdrojů. Charakteristika obou stanovišť společně s údaji o umístění monitorovacích stanic jsou uvedeny v tabulce 2.

Tab. 2 Charakteristika stanovišť terénní korozní zkoušky
Tab. 2 Site characteristics of field corrosion test

(korozní stanoviště 1 pozad'ové)		
	N	E
WGS84	50°19'57.342"	16°20'13.851"
nadmořská výška	780 m	
Kvalita ovzduší stanice ČHMÚ AIM Šerlich ISKO 1111		
WGS84	50°19'40.838"	16°23'0.453"
nadmořská výška	1 011 m	
vzdálenost ^{A)}	3 750 m	
Pluviometrická stanice ČHMÚ Luisino údolí ISKO 49		
WGS84	50°16'58.913"	16°22'54.033"
nadmořská výška	875 m	
vzdálenost ^{A)}	6 200 m	
Meteorologická stanice ČHMÚ Polom H2POLO01		
WGS84	50°21'6.171"	16°19'17.531"
nadmořská výška	748 m	
vzdálenost ^{A)}	2 480 m	
(korozní stanoviště 2 s dopravní zátěží)		
WGS84	50°0'26.299"	14°26'45.360"
nadmořská výška	295 m	
Kvalita ovzduší stanice ČHMÚ AIM Libuš ISKO 773		
WGS84	50°0'27.368"	14°26'46.840"
nadmořská výška	301 m	
vzdálenost ^{A)}	4 760 m	
Pluviometrická stanice ČHMÚ Libuš ISKO 31		
WGS84	50°0'27.368"	14°26'46.840"
nadmořská výška	301 m	
vzdálenost ^{A)}	4 760 m	
Meteorologická stanice ČHMÚ Libuš P1PLIB01		
WGS84	50°0'27.368"	14°26'46.840"
nadmořská výška	301 m	
vzdálenost ^{A)}	4 760 m	

^{A)} Vzdálenost od korozního stanoviště.

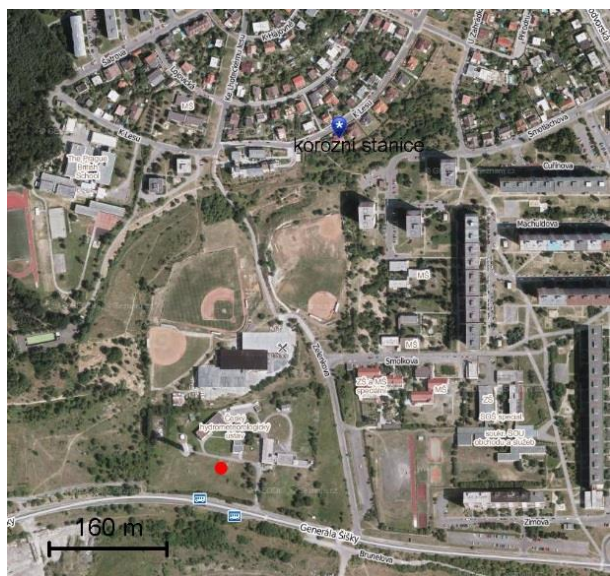
Grafické znázornění umístění obou korozních stanovišť je uvedeno na obrázcích 4 a 5. Na obou stanovištích byly zkouškám podrobeny shodné korozní objekty pro hodnocení vlivu srážkových epizod na kvalitu odtékající srážkové vody znázorněné na obrázku 6. Plocha fázového rozhraní činila 560 cm². Vzorovací plán pro zjištění vlivu srážkových epizod na kvalitu odtékající srážkové vody počítal s odběrem týdenních vzorků v období 35. až 50. týdnu roku 2012 s odpovídajícím harmo-

nogramem monitoringu vnějších vlivů, především kvality ovzduší, pluviometrických údajů a atmosférické teploty.



Obr. 4 Umístění pozad'ové korozní stanice Sedloňov č. p. 66

Fig. 4 Location of background corrosion test site Sedloňov 66

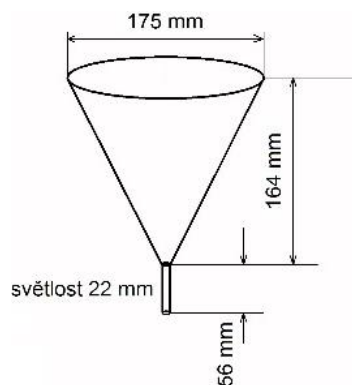


Obr. 5 Umístění korozní stanice s dopravní zátěží Praha Libuš K Lesu 20

Fig. 5 Location of traffic impacted corrosion test site Praha Libuš, K Lesu 20

Pro zjištění vlivu srážkových epizod na kvalitu odtékající srážkové vody bylo použito postupu doporučeného ASTM [10] a použitého i dalšími autory [11-12]. Tento postup je založen na hodnocení koncentrace rozpustných forem olova v odtékající srážkové vodě v různých časových intervalech působení mokré depozice na povrch kovového materiálu korozního objektu daných trváním srážkových epizod.

Korozní působení srážkových epizod na olověnou krytinu bylo simulováno s využitím korozního objektu uvedeného na obrázku 6. Srážková voda protékala v průběhu každé epizody na obou stanovištích korozním objektem z olověného plechu do záchytné nádoby obsahující směs 50 ml demineralizované vody a 30 ml 2-propanolu p.a. Obsah záchytných nádob na obou stanovištích byl shromažďován v zásobních láhvích.



Obr. 6 Korozní objekt charakterizující srážkové epizody
Fig. 6 Corrosion specimen for wet precipitation assesment

Současně s probíhajícími korozními zkouškami byly sledovány průměrné denní hmotnostní koncentrace významných znečišťujících látek v ovzduší obou stanovišť. Výsledky charakterizující obsah NO_2 na obou stanicích byly převzaty z výsledků monitoringu kvality ovzduší automatizovaného imisního monitoringu Českého hydrometeorologického ústavu na stanicích Šerlich (ISKO 1111) a Libuš (ISKO 773). Výsledky charakterizující obsah SO_2 v ovzduší stanice Libuš byly převzaty z výsledků monitoringu kvality ovzduší automatizovaného imisního monitoringu Českého hydrometeorologického ústavu na stanici Libuš (ISKO 773). Z důvodu absence monitorovacího systému obsahu SO_2 na stanici Šerlich se na korozní stanici v Sedloňově instaloval kontinuální analyzátor SO_2 APSA 350 (výrobce Horiba, Japonsko) laboratoře měření emisí a imisí VŠCHT v Praze. Tento analyzátor slouží ke stanovení obsahu SO_2 v ovzduší v rozsazích 0 až 50/100/200/500 $\mu\text{l}/\text{m}^3$. Zařízení pracuje na principu UV fluorescence, kdy molekuly SO_2 se interakcí s UV zářením přivádějí do excitovaného stavu a následně emitují fluorescenční záření.

4. Výsledky a diskuse

Výsledky monitoringu kvality ovzduší obou stanovišť v období 35. až 50. týdnu roku 2012 jsou shrnuty v následující tabulce.

Z výsledků monitoringu kvality ovzduší vyplývá, že kvalita ovzduší v okolí pozad'ové korozní stanice v Sedloňově čp. 66 se vyznačuje velmi příznivou korozní atmosférou z hlediska obsahu oxidů dusíku a síry. Denní průměrné hmotnostní koncentrace NO_2 se pohybovaly na úrovni 4,5 % limitní hodinové hmotnostní koncentrace pro ochranu zdraví lidí a na úrovni 30 % limitní roční hmotnostní koncentrace pro ochranu zdraví lidí [19].

Denní průměrné hmotnostní koncentrace SO₂ se pohybovaly na úrovni 1,1 % limitní denní hmotnostní koncentrace pro ochranu zdraví lidí [19].

Tab. 3 Průměrné týdenní hmotnostní koncentrace NO₂ a SO₂ v ovzduší v období 35. až 50. týdnu roku 2012 za standardních podmínek

Tab. 3 Weekly standard mean mass concentrations of NO₂ and SO₂ in ambient air during time interval of 35 – 50 week of 2012

Týden	Sedloňov		Praha Libuš	
	NO ₂	SO ₂	NO ₂	SO ₂
	(µg/m ³)			
35	4,05	1,47	22,5	2,45
36	6,49	1,25	23,9	2,83
37	6,21	0,83	19,2	1,56
38	7,62	0,87	22,0	1,72
39	7,02	1,01	22,3	1,47
40	9,63	1,86	17,7	1,77
41	6,93	1,45	25,3	2,32
42	8,36	1,70	29,1	1,96
43	9,70	1,62	28,6	3,89
44	8,40	1,40	17,0	2,77
45	10,8	1,70	22,9	2,16
46	9,39	1,58	33,7	4,13
47	8,15	1,47	26,9	3,93
48	11,3	1,93	25,2	2,29
49	16,3	2,71	26,0	3,99
50	23,0	4,09	38,1	6,56
Celkem	9,58	1,68	25,0	2,86

Z výsledků monitoringu kvality ovzduší vyplývá, že kvalita ovzduší v okolí korozní stanice Praha 4 – Libuš, K Lesu 20, se vyznačuje středně intenzivní korozní atmosférou z hlediska obsahu oxidů dusíku a síry, jejichž obsah je oproti pozadové stanici zhruba dvojnásobný. Denní průměrné hmotnostní koncentrace NO₂ se pohybovaly na úrovni 9,7 % limitní hodinové hmotnostní koncentrace pro ochranu zdraví lidí a na úrovni 65 % limitní roční hmotnostní koncentrace pro ochranu zdraví lidí [19]. Denní průměrné hmotnostní koncentrace SO₂ se pohybovaly na úrovni 2,1 % limitní denní hmotnostní koncentrace pro ochranu zdraví lidí [19].

Při analýze působení srážkových epizod byl celkový zachycený objem mokré depozice porovnán s údaji příslušné pluviometrické stanice. Významné rozdíly v hodnotách srážkových úhrnů nebyly shledány.

Objem zachycené srážkové vody byl měřen kalibrováním odměrným válcem typu 1a na 1 000 ml. Největší dovolené chyby dělených odměrných válců vysokého tvaru provedení: typ 1a vysoký tvar s výlevkou činí ±5 ml [20]. Celkovou nejistotu určení objemu zachycených srážek však daleko více ovlivňuje odpar zachytné nádoby. Relativní rozšířená nejistota stanovení objemu

zachycených srážek byla vzhledem k ročnímu období určena kvalifikovaným odhadem a činila $U_{vol} = 12\%$.

Hmotnostní koncentrace sledovaných analytů byly zjišťovány metodou iontové chromatografie v případě aniontů a metodou ICP-MS v případě olova v laboratořích VŠCHT v Praze. Relativní rozšířená nejistota v aktuálním koncentračním rozmezí sledovaných analytů je 18 % v případě aniontů a 20 % v případě olova. Z bilance nejistoty vyplývá celková rozšířená nejistota nalezených výnosů olova uvedená v následující tabulce.

Tab. 4 Výsledky analýz srážkového výnosu v průběhu srážkových epizod korozní stanice Sedloňov a Praha – Libuš v období 35. až 50. týdnu roku 2012

Tab. 4 Runoff characteristics during wet precipitations in corrosion sites Sedloňov and Praha - Libuš during time interval of 35 – 50 week of 2012

Charakteristika		Sedloňov	Praha Libuš
objem depozice	(dm ³)	12,69	7,91
pH	µg/dm ³	4,7	4,91
$\rho_s(\text{SO}_4^{2-})$	µg/dm ³	1 195	1 038
$\rho_s(\text{Cl}^-)$	µg/dm ³	116	201
$\rho_s(\text{NO}_3^-)$	µg/dm ³	1 970	1 852
$\rho_s(\text{Pb}^{2+})$	µg/dm ³	9,1	17,3
výnos	µg	86,2±19,8	110,4±25,4

Z výsledků uvedených v tabulce 4 vyplývá, že výnos Pb z plochy 0,056 m² v průběhu 16 týdnů (asi 0,308 roku) činí 86,21±19,8 µg v korozní stanici Sedloňov a 110,4±25,4 µg v korozní stanici Praha – Libuš. Při celkovém objemu mokré depozice za příslušné časové období lze předpokládat, že průměrná hmotnostní koncentrace olova ve srážkové vodě prošlé kontaktem se vzorkem oloveného plechu vypočtená z celkového výnosu Pb a vztažená k celkovému objemu depozice v korozní stanici Sedloňov činí asi 6,8±1,6 µg/dm³. Stejná průměrná hmotnostní koncentrace olova ve srážkové vodě prošlé kontaktem se vzorkem oloveného plechu vypočtená z celkového výnosu Pb a vztažená k celkovému objemu depozice v korozní stanici Praha – Libuš činí asi 14±3,2 µg/dm³. Při porovnání této hodnoty s nevyšší přípustnými hodnotami (NPH) závlahových vod [6] je zřejmé, že je výrazně menší než stanovená hodnota limitu vhodné vody 50 µg/dm³.

5. Závěr

Z uvedených výsledků vyplývají tyto závěry:

- zvolená stanoviště se výrazně odlišují charakterem korozní zátěže. Zatímco kvalita ovzduší v okolí pozadové korozní stanice Sedloňov čp. 66 se vyznačovala velmi příznivou korozní atmosférou z hlediska obsahu oxidů dusíku a síry, kvalita ovzduší v okolí korozní stanice Praha 4 – Libuš, K Lesu 20, se vyznačuje středně intenzivní korozní atmosférou z hlediska obsahu

těchto znečišťujících látek, jejichž obsah je oproti pozad'ové stanici zhruba dvojnásobný;

- zvolené roční období (tj. 35. až 50. týden) dobře charakterizuje celoroční chod kvality ovzduší obou stanic. Celková doba experimentu 112 dnů je zcela postačující pro určení korozní charakteristiky sledovaného materiálu;
- průměrná hmotnostní koncentrace iontů Pb^{2+} ve srážkovém splachu při analýze působení srážkových epizod (tab. 4) činila $6,8 \pm 1,6 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ pro pozad'ové stanoviště v Sedloňově a asi $14 \pm 3,2 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ pro stanoviště v Praze 4 – Libuši. Při porovnání této hodnoty s nejvyšší přípustnými hodnotami (NPH) závlahových vod [4] je zřejmé, že je výrazně menší než stanovená hodnota limitu vhodné vody $50 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ [6];
- pro zamýšlené použití oloveného plechu při správné konstrukci, provedení a údržbě není pravděpodobná významná kontaminace povrchových vod olovem.

Literatura

1. Podniková norma PN 681-123 *Olovené plechy pro střechy a fasády*, Kovohutě Příbram 2012.
2. DIN 17007-4 Material Numbers - Part 4: System of the Principal Groups 2 and 3: Non-ferrous Metals, DIN 2012.
3. Zobrist J., Müller S.R., Ammann A., Bucheli T.D., Mottier V., Ochs M., Schoenenberger R., Eugster J., Boller M.: *Quality of Roof Runoff for Groundwater infiltration*, Wat. Res. 2000, **34**, 1455-1462.
4. Zavadil E. (Ministerstvo životního prostředí ČR), *ústní sdělení*.
5. Punčochář P. (Ministerstvo zemědělstvím ČR), *ústní sdělení*.
6. ČSN 75 7143 Jakost vod- Jakost vod pro závlahu, FÚNM Praha 1991.
7. Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
8. Graedel T.E.: *Chemical Mechanism for the Atmospheric Corrosion of Lead*, J. Electrochem. Soc. 1994, **141**, 922-927.
9. Heslop R.B., Jones K.: *Anorganická chemie*, SNTL Praha 1982.
10. Matthes S.A., Cramer S.D., Covino B.S., Bullard S.J., Holcomb G.R.: *Precipitation runoff from lead*, Outdoor Atmospheric Corrosion, ASTM Albany 2002.
11. Potgieter-Vermaak S.S., Mumari A., Grieken van R., McCrindle R.I., Potgieter J.H.: *Degradation of galvanized iron roofing material in Tanzania by atmospheric corrosion*, Corrosion Engineering, Science and Technology 2011, **46**, 642-650.
12. Robert-Sainte P., Gromaire M.C., De Gouvello B., Saad M., Chebbo G.: *Annual Metallic Flows in Roof Runoff from Different Materials: Test-Bed Scale in*

Paris Conurbation, Environ. Sci. Technol. 2009, **43**, 5612-5618.

13. Ghiara G., Campodico S., Piccardo P., Martini C., Storme P., Carnascioli M.M.: *Micro Raman investigation on corrosion of Pb-based alloy replicas of letters from the museum Plantin-Moretus*, Antwerp, J. Raman Spectroscopy 2014, **45**, 1093-1102.
14. Arroyave C., Echeverria F., Herrera F., Delgado J., Aragon D., Morcillo M.: *NO₂ measurements in atmospheric corrosion studies*, Outdoor Atmos. Corrosion 2002, **1421**, 88-102.
15. Kusmirek E., Chrzescijanska E.: *Atmospheric corrosion of metals in Industrial city environment*, Data Brief. 2015, **3**, 149-154.
16. Vernon W.H.J.: *Second experimental report to the Atmospheric corrosion research committee British non-ferrous metals research Association*, Trans. Faraday Soc. 1927, **23**, 113-183.
17. Black L., Allen G.C.: *Nature of lead patination*, British Corrosion J. 1999, **34**, 192-197.
18. Schriewer A., Horn H., Helmreich B.: *Time focused measurements of runoff quality*, Corrosion Sci. 2008, **50**, 384-391.
19. Zákon č. 201/2012 Sb., ze dne 2. května 2012 o ochraně ovzduší v platném znění, Příloha č. 1, část 1.
20. ČSN EN ISO 4788 *Laboratorní sklo – Odměrné válce dělené*, ČNI Praha 2006.

Summary

F. Skácel, V. Tekáč

University of Chemistry and Technology, Prague
Technická 5, 166 28 Praha 6

Ambient air interaction with lead roofing

Lead roofing represent environmental risk due to runoff loads absorbing in soil and surface water. Long-term field study lasting 112 d included monitoring of ambient air quality, pluviometric and meteorological variables, and determination of lead in aggregated week samples of wet deposition in almost natural and polluted sites. Mean lead mass concentration in runoff water of rural site was $6,8 \pm 1,6 \mu\text{g}/\text{L}$ and $14 \pm 3,2 \mu\text{g}/\text{L}$ for urban site. Those results are significantly below the limit value ($50 \mu\text{g}/\text{L}$) for irrigation water. Lead roofing probable cannot influence the surface water.