

# Elektrokinetická dekontaminace půdy

Bc. Pavlína Baroňová

---

Diplomová práce  
2010



Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně  
Fakulta technologická

---

Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně

Fakulta technologická

Ústav inženýrství ochrany živ. prostředí

akademický rok: 2009/2010

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Pavlína BAROŇOVÁ**

Studijní program: **N 2808 Chemie a technologie materiálů**

Studijní obor: **Inženýrství ochrany životního prostředí**

Téma práce: **Elektrokinetická dekontaminace půdy**

Zásady pro vypracování:

1. Prostudujte dostupnou literaturu a informační zdroje vztahující se k zadanému tématu.
2. Proveďte kritickou literární studii o způsobech elektrokinetické dekontaminace.
3. Proveďte elektrokinetickou dekontaminaci modelových látek v různých typech horninového prostředí.
4. Proces dekontaminace sledujte s využitím dostupných instrumentálních metod.
5. Získaná data vizualizujte pomocí geografického informačního systému.
6. Výsledky kriticky zhodnoťte a formulujte závěry.

Rozsah práce:

Rozsah příloh:

Forma zpracování diplomové práce: **tištěná/elektronická**

Seznam odborné literatury:

Vedoucí diplomové práce:

**Ing. Roman Slavík, Ph.D.**

Ústav inženýrství ochrany živ. prostředí

Datum zadání diplomové práce:

**15. února 2010**

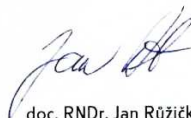
Termín odevzdání diplomové práce:

**14. května 2010**

Ve Zlíně dne 15. února 2010



doc. Ing. Petr Hlaváček, CSc.  
*děkan*



doc. RNDr. Jan Růžička, Ph.D.  
*ředitel ústavu*

Příjmení a jméno: Barončová Pavlína

Obor: 102P

## PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že

- beru na vědomí, že odevzdáním diplomové/bakalářské práce souhlasím se zveřejněním své práce podle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších právních předpisů, bez ohledu na výsledek obhajoby<sup>1)</sup>;
- beru na vědomí, že diplomová/bakalářská práce bude uložena v elektronické podobě v univerzitním informačním systému dostupná k nahlédnutí, že jeden výtisk diplomové/bakalářské práce bude uložen na příslušném ústavu Fakulty technologické UTB ve Zlíně a jeden výtisk bude uložen u vedoucího práce;
- byl/a jsem seznámen/a s tím, že na moji diplomovou/bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb. o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, zejm. § 35 odst. 3<sup>2)</sup>;
- beru na vědomí, že podle § 60<sup>3)</sup> odst. 1 autorského zákona má UTB ve Zlíně právo na uzavření licenční smlouvy o užití školního díla v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona;
- beru na vědomí, že podle § 60<sup>3)</sup> odst. 2 a 3 mohu užit své dílo – diplomovou/bakalářskou práci nebo poskytnout licenci k jejímu využití jen s předchozím písemným souhlasem Univerzity Tomáše Bati ve Zlíně, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše);
- beru na vědomí, že pokud bylo k vypracování diplomové/bakalářské práce využito softwaru poskytnutého Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně nebo jinými subjekty pouze ke studijním a výzkumným účelům (tedy pouze k nekomerčnímu využití), nelze výsledky diplomové/bakalářské práce využít ke komerčním účelům;
- beru na vědomí, že pokud je výstupem diplomové/bakalářské práce jakýkoliv softwarový produkt, považuji se za součást práce rovněž i zdrojové kódy, popř. soubory, ze kterých se projekt skládá. Neodevzdání této součásti může být důvodem k neobhájení práce.

Ve Zlíně 13.5.2010

Barončová

<sup>1)</sup> zákon č. 111/1998 Sb. o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších právních předpisů, § 47 Zveřejňování závěrečných prací;

<sup>(1)</sup> Vysoká škola nevydávalečně zveřejňuje disertační, diplomové, bakalářské a rigorózní práce, u kterých proběhla obhajoba, včetně posudků oponentů a výsledku obhajoby prostřednictvím databáze kvalifikačních prací, kterou spravuje. Způsob zveřejnění stanoví vnitřní předpis vysoké školy.

(2) Disertační, diplomové, bakalářské a rigorózní práce odevzdané uchazečem k obhajobě musí být též nejméně pět pracovních dnů před konáním obhajoby zveřejněny k nahlížení veřejnosti v místě určeném vnitřním předpisem vysoké školy nebo není-li tak určeno, v místě pracoviště vysoké školy, kde se má konat obhajoba práce. Každý si může ze zveřejněné práce pořizovat na své náklady výpisy, opisy nebo rozmnoženiny.

(3) Platí, že odevzdáním práce autor souhlasí se zveřejněním své práce podle tohoto zákona, bez ohledu na výsledek obhajoby.

<sup>2)</sup> zákon č. 121/2000 Sb. o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, § 35 odst. 3:

(3) Do práva autorského také nezasahuje škola nebo školské či vzdělávací zařízení, užije-li nikoli za účelem přímého nebo nepřímého hospodářského nebo obchodního prospěchu k výuce nebo k vlastní potřebě dílo vytvořené žákem nebo studentem ke splnění školních nebo studijních povinností vyplývajících z jeho právního vztahu ke škole nebo školskému či vzdělávacímu zařízení (školní dílo).

<sup>3)</sup> zákon č. 121/2000 Sb. o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, § 60 Školní dílo:

(1) Škola nebo školské či vzdělávací zařízení mají za obvyklých podmínek právo na uzavření licenční smlouvy o užití školního díla (§ 35 odst. 3). Odpírá-li autor takového díla udělit svolení bez vážného důvodu, mohou se tyto osoby domáhat nahrazení chybějícího projevu jeho vůle u soudu. Ustanovení § 35 odst. 3 zůstává nedotčeno.

(2) Není-li sjednáno jinak, může autor školního díla své dílo užít či poskytnout jinému licenci, není-li to v rozporu s oprávněnými zájmy školy nebo školského či vzdělávacího zařízení.

(3) Škola nebo školské či vzdělávací zařízení jsou oprávněny požadovat, aby jim autor školního díla z výtěžku jím dosaženého v souvislosti s užitím díla či poskytnutím licence podle odstavce 2 přiměřeně přispěl na úhradu nákladů, které na vytvoření díla vynaložily, a to podle okolností až do jejich skutečné výše; přitom se přihlédne k výši výtěžku dosaženého školou nebo školským či vzdělávacím zařízením z užití školního díla podle odstavce 1.

## **ABSTRAKT**

Tato diplomová práce se zabývá elektrokinetickou dekontaminací půdy. Je zde popsán princip této metody, ale také četné aplikace dekontaminačního procesu. Experimentální část byla zaměřena na inovaci této metody použitím elektrod na bázi geopolymery. Experimenty nevytvořené a nekondicionované dekontaminace vysoce a nízko propustných půd provedené za statických a dynamických podmínek byly vyhodnoceny geografickým informačním systémem.

Klíčová slova: elektrokinetická dekontaminace, geopolymer, kontaminant, těžké kovy, měď, olovo, geografický informační systém

## **ABSTRACT**

This diploma thesis deals with the electrokinetic soil decontamination. There is the principle of this method, but also numerous applications of the decontamination process. The experimental part was focused on the innovation of this method using electrodes on base geopolymer. Experiments unenhancement and unconditioning decontamination of high and low permeable soils performed under static and dynamic conditions were evaluated Geographic Information System.

Keywords: electrokinetic decontamination, geopolymer, contaminant, heavy metals, copper, lead, Geographic Information System

Na tomto místě bych chtěla poděkovat mému vedoucímu Ing. Romanu Slavíkovi, Ph.D. za odborné vedení, cenné rady a podnětné připomínky při realizaci mé diplomové práce. Dále bych chtěla poděkovat všem pracovníkům Ústavu inženýrství ochrany životního prostředí a pracovníkům analytické laboratoře za ochotu a pomoc při provádění praktické části.

Prohlašuji, že odevzdaná verze diplomové práce a verze elektronická nahraná do IS/STAG jsou totožné.

Ve Zlíně 13. 5. 2010

.....*D. Kvačková*.....

Podpis studenta

# OBSAH

<b>ÚVOD</b> .....	<b>10</b>
<b>I TEORETICKÁ ČÁST</b> .....	<b>11</b>
<b>1 PRINCIP ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE</b> .....	<b>12</b>
1.1 PŮDNÍ ELEKTROKINETICKÉ JEVY V ELEKTRICKÉM POLI .....	14
1.1.1 Elektrolýza vody.....	14
1.1.2 Elektromigrace .....	16
1.1.3 Elektroosmóza.....	17
1.1.4 Elektroforéza .....	18
1.1.5 Difúze, sorpce, rozpouštění a srážení.....	19
1.2 VYLEPŠENÁ A KONDICIOVANÁ ELEKTROKINETICKÁ DEKONTAMINACE .....	20
1.3 VÝHODY A OMEZENÍ ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE.....	22
<b>2 APLIKACE ELEKTROKINETICKÉHO DEKONTAMINAČNÍHO PROCESU</b> .....	<b>24</b>
2.1 POUŽITÍ KATIONTOVÉ SELEKTIVNÍ MEMBRÁNY .....	24
2.2 POUŽITÍ PAL POTAŽENÉHO KERAMICKÉHO OBALU.....	25
2.3 PROCES LASAGNA .....	26
2.4 ELEKTRICKÁ SEPARACE ELEKTRO-KLEAN.....	27
2.5 ELEKTROKINETICKÁ BIOREMEDIACE.....	27
2.6 ELEKTROCHEMICKÁ GEOOXIDACE .....	28
2.7 ELEKTROCHEMICKÁ IONTOVÁ VÝMĚNA.....	29
2.8 ELEKTROSORB .....	29
2.9 POUŽITÍ SOLÁRNÍHO ČLÁNKU .....	29
2.10 KOMBINACE ULTRAZVUKU A ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE.....	30
2.11 ELEKTROKINETICKÁ STABILIZACE .....	31
2.12 KOMBINACE KOAGULACE A ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE.....	31
<b>II PRAKTICKÁ ČÁST</b> .....	<b>33</b>
<b>3 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST</b> .....	<b>34</b>
3.1 POUŽITÉ CHEMIKÁLIE A MATERIÁLY .....	34
3.2 POUŽITÉ PŘÍSTROJE A APARATURA .....	34
3.3 POUŽITÉ METODY .....	36
3.3.1 Příprava kalibračních standardů .....	36
3.3.2 Dekontaminace mědi za statických podmínek .....	37
3.3.3 Dekontaminace mědi za dynamických podmínek.....	38
3.3.4 Příprava kalibračních standardů .....	38
3.3.5 Dekontaminace olova za dynamických podmínek .....	39
3.3.6 Dekontaminace olova za statických podmínek .....	39



<b>4</b>	<b>VÝSLEDKY A DISKUZE</b> .....	<b>40</b>
4.1	PRŮBĚH DEKONTAMINACE MĚDI.....	40
4.1.1	Statické podmínky.....	40
4.1.2	Dynamické podmínky.....	41
4.2	PRŮBĚH DEKONTAMINACE OLOVA.....	42
4.2.1	Dynamické podmínky.....	42
4.2.2	Statické podmínky.....	44
4.3	ÚČINNOST DEKONTAMINACE.....	45
	<b>ZÁVĚR</b> .....	<b>46</b>
	<b>SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY</b> .....	<b>47</b>
	<b>SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK</b> .....	<b>50</b>
	<b>SEZNAM OBRÁZKŮ</b> .....	<b>51</b>
	<b>SEZNAM PŘÍLOH</b> .....	<b>52</b>

## ÚVOD

Každý rok jsou na celém světě produkovány milióny tun nebezpečných odpadů. Vzhledem k neefektivním technikám nakládání s nimi a nebezpečným únikům v minulosti, jsou nyní tisíce míst kontaminovány těžkými kovy, organickými sloučeninami a dalšími nebezpečnými materiály, které mají velký vliv na kvalitu podzemních vod, půd a souvisejících ekosystémů.

Kontaminanty jako perzistentní organické polutanty (POPs) jsou zvláště nebezpečné vzhledem k jejich dlouhé životnosti a toxicitě. Těžké kovy jsou také od určitých koncentrací hygienicky závadné a některé vysoce toxické. Vlivem řady faktorů i pohybem podzemní vody jsou toxické ionty zanášeny do větších vzdáleností od původní kontaminace. To představuje značné nebezpečí pro zemědělskou půdu a následně pro potravní řetězec [1].

Kontaminace půdy je tedy vážným environmentálním problémem na celém světě. Např. ve Francii je na 900 míst, které jsou kontaminovány. Z toho 50 % je kontaminováno uhlovodíky [2].

Takové oblasti vyžadují sanaci k ochraně lidského zdraví a ekosystémů [3]. Avšak použití známých termických, chemicko-fyzikálních a biologických procesů dekontaminace půdy k odstraňování znečišťujících látek se ukazuje především v půdách s malou zrnitostí jako je jíla nebo jílovitý písek z důvodu nízké propustnosti jako nereálné [4].

A tak poptávka po inovativní a nákladově efektivní in situ sanační technologii v odpadovém managementu podnítila snahu o použití vodivostních jevů v půdě vlivem elektrického pole k odstranění chemických látek z půdy [5].

Mezi mnohými dekontaminačními technologiemi se elektrokinetika ukázala jako potenciální in situ alternativa.

Elektrokinetická dekontaminace umožňuje odstraňovat anorganické a organické polutanty současně vlivem aplikovaného stejnosměrného proudu z málo propustných půd, sedimentů i kalů [6].

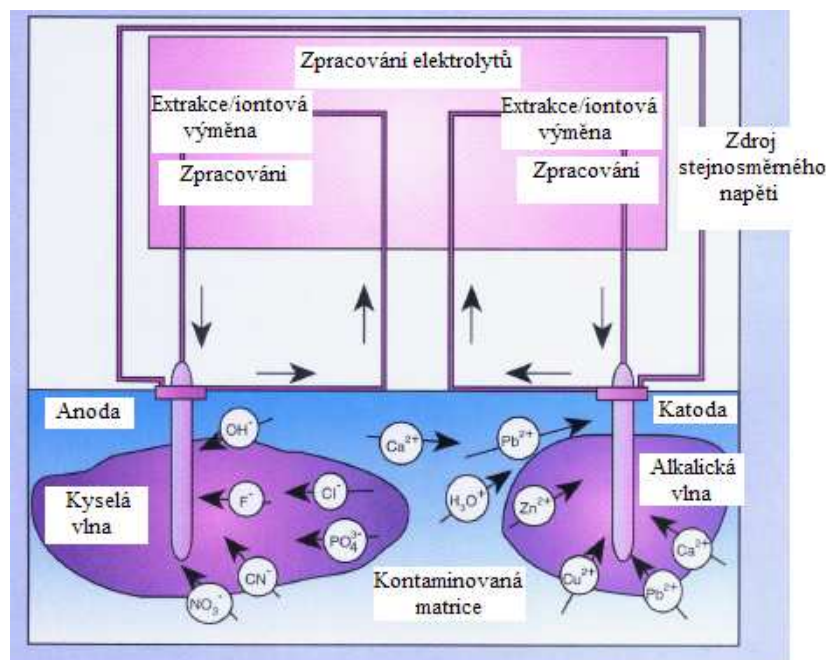
Tato diplomová práce se zaměřuje na inovaci elektrokinetické dekontaminace těžkých kovů za použití elektrod na bázi geopolymeru.

## **I. TEORETICKÁ ČÁST**

## 1 PRINCIP ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE

Elektrokinetická dekontaminace, variabilně nazývaná také elektrokinetická remediace, elektroregenerace, elektrokinetický půdní proces nebo elektrochemická dekontaminace, je jedna z nejslibnějších sanačních metod. Nabízí vysokou účinnost a časově efektivní dekontaminaci málo propustných půd. Proces využívá elektrického proudu k odstraňování radionuklidů, těžkých kovů, různých organických sloučenin nebo směsných anorganických látek a organických odpadů z půd a kalů [6,7,8].

Elektrokinetický přístup vyžaduje nízké úrovně stejnosměrného proudu, v řádech několika  $\text{mA}/\text{cm}^2$ , vloženého mezi vhodně umístěné elektrody nebo rozdíl elektrického potenciálu v řádu několika málo voltů na centimetr napříč elektrodám umístěným v zemi v otevřeném průtokovém systému. Schéma tohoto uspořádání je zobrazeno na **Obr. 1.** [5].



Obr. 1. Schéma uspořádání elektrokinetické dekontaminace.

Podzemní voda nebo externě dodaná kapalina (provozní kapalina) je využita jako vodivostní médium. Otevřené uspořádání toku v elektrodách umožňuje zpracování nebo tok průlinové vody do nebo ven z porézního média. Nízké úrovně stejnosměrného napětí

mají za následek fyzikálně-chemické a hydrologické změny v mase půdy, což vede k transportu druhů vodivostními jevy [5].

Existují dva hlavní transportní mechanismy, které umožňují migraci kontaminantu skrz půdu směrem k elektrodám, jsou to elektromigrace a elektroosmóza. Nicméně se vyskytuje mnoho reakcí a interakcí mezi půdou a kontaminantem, např.: elektroodvévové reakce, elektroforéza, difúze, sorpce (adsorpce a desorpce), reakce srážení a rozpouštění a změny v krystalové mřížce nerostů. Všechny tyto základní mechanismy ovlivňují proces elektrokinetické dekontaminace [5,9].

Elektromigrace je hlavním transportním mechanismem pro odstraňování kontaminantů vyskytujících se v iontové formě (například toxických kovů), zatímco elektroosmotický transport umožňuje odstraňování organických látek rozpuštěných nebo dispergovaných ve vodném roztoku [10].

Extrakce a odstraňování kontaminantu jsou prováděny elektrodpozicí (elektrolytické pokovování), srážením nebo iontovou výměnou v elektrodách nebo v externím extrakčním systému umístěném v jednotce kolující provozní kapaliny [5].

Faktory mající vliv na účinnost odstranění kontaminantu z půdy jsou [6]:

- chemické procesy na elektrodách,
- obsah vody v půdě,
- půdní typ a struktura,
- saturace půdy,
- pH a gradient pH,
- typ a koncentrace chemikálií v půdě,
- aplikovaná proudová hustota,
- kondicionování vzorku.

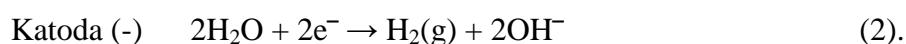
## 1.1 Půdní elektrokinetické jevy v elektrickém poli

### 1.1.1 Elektrolýza vody

Pokud není chemie provozní kapaliny externě řízená (nevylepšená elektrokinetická remediace) a je aplikován stejnosměrný elektrický proud prostřednictvím elektrod ponořených do saturované půdy dochází k oxidaci vody na anodě, čímž je produkována kyselá vlna [7]:



zatímco redukce vody na katodě produkuje vlnu zásaditou:

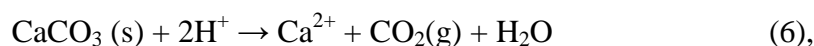


Na katodě mohou také probíhat reakce sekundární, které jsou závislé na koncentraci dostupných druhů, např.:

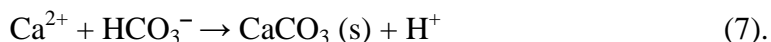


kde  $\text{M}_e$  značí kov [5].

Elektrokinetický remediační proces je silně závislý na elektrodových reakcích, protože produkty těchto reakcí ovlivňují změny pH půdy [9]. Hodnota pH klesá pod 2 u anody a vzrůstá až nad hodnotu 12 u katody v závislosti na celkovém vloženém proudu. Kyselá vlna se pohybuje směrem ke katodě elektrickou migrací, difuzí a advekcí a tím okyseluje půdu v blízkosti anody. Není-li transport této kyselé vlny bržděn pufrací kapacitou půdy, bude transport vodíkového iontu v půdě dominovat [5]. Naopak zásaditá vlna pohybující se k anodě způsobí zalkalizování půdy blízko katody. V kyselé části půdy pak mohou být kationty kovů, které jsou adsorbovány nebo vysráženy do půdních částic postupně nahrazovány snadno dostupným vodíkovým iontem umístěným v průlinové vodě. Ionty kovů jsou pak transportovány vodním tokem od anody ke katodě. Kromě toho, uhličitany jsou za kyselých podmínek přeměněny následovně:



a tak dochází také k rozpouštění. Kdežto v zásaditých podmínkách je zvýhodněna tato přeměna:

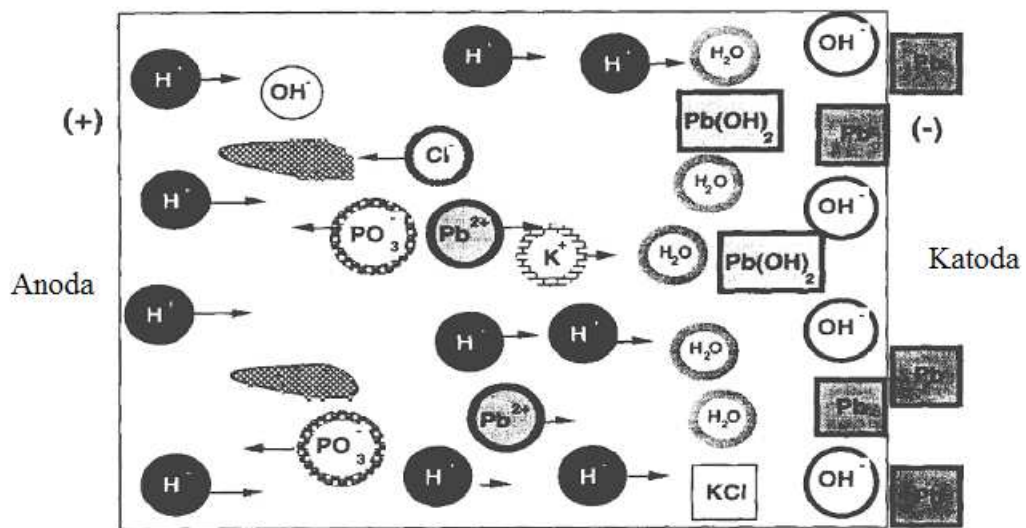


V důsledku uvolnění  $\text{CO}_2$  a vody do vodné fáze se zvýší objem pórů a množství vody. Zvýšení množství vody v půdě a uvolnění  $\text{Ca}^{2+}$  vyvolá zvýšení elektroosmotického toku (vyšší elektrická vodivost půdy), respektive zvýšení elektromigračního toku (zvýšená koncentrace rozpuštěného iontu).

Redukce vody s produkcí  $\text{OH}^-$  iontu vytváří zásaditou vlnu, která může vysrážet těžké kovy jako hydroxidy nebo zvýšit adsorpci na půdní částice [9].

Na **Obr. 2.** je znázorněn transport produktů elektrolýzy vody probíhající na elektrodách. Mobilita iontu  $\text{H}^+$  je v elektrickém poli asi dvakrát vyšší, než mobilita iontu  $\text{OH}^-$ . Tento faktor může pak dominovat v systému, který obsahuje oba tyto ionty. V nevylepšené elektrokinetické remediaci se protony  $\text{H}^+$  přesouvají přes masu půdy až se setkají s iontem  $\text{OH}^-$  blízko katodového prostoru. Výsledkem je tvorba vody uvnitř této zóny.

Autoionizaci vody, transport kontaminujících kovů v kapilárách půdy a jejich elektrodepozice na katodě a nebo jejich srážení na rozpustné hydroxidy uvnitř této zóny v blízkosti katody ukazuje **Obr. 2.** V důsledku reakce autoionizace vody a srážení druhů dochází k změně pH v této zóně (od 2 do 7) a následnému snížení iontové vodivosti uvnitř této zóny. Pro řádné posouzení transportu určitého druhu je nutné vzít do úvahy chování v prostředí s širokými změnami pH [8].



Obr. 2. Transport produktů elektrolýzy ( $H^+/OH^-$ ), autoionizace vody poblíž katody, elektrodepozice na katodě, vysrážení hydroxidů a elektromigrace iontů.

### 1.1.2 Elektromigrace

Elektromigrace odpovídá pohybu pozitivních a negativních iontů k elektrodám s opačným znaménkem účinkem stejnosměrného elektrického pole vloženého do půdy. Četné experimenty dokazují, že když je počáteční iontová vodivost průlinové kapaliny vysoká a počáteční pH půdy mezi hodnotou 2 až 3, elektroosmotický proces není účinný, zatímco iontové druhy jsou účinně transportovány elektromigrací [2]. Schéma elektromigrace iontů je znázorněno na **Obr. 2.** [8].

Elektromigrace závisí především na následujících parametrech [6]:

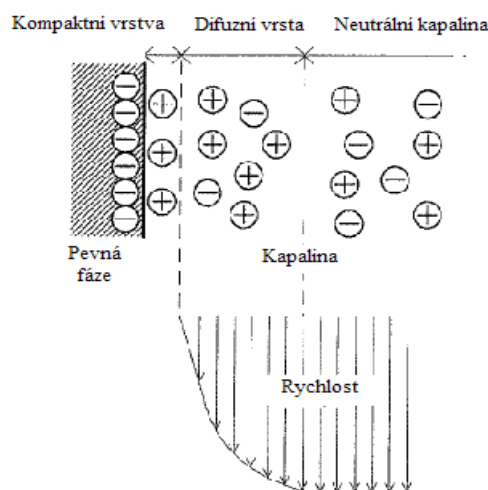
- proudové hustotě půdní průlinové vody,
- velikosti zrn,
- iontové mobilitě,
- koncentraci kontaminantu,
- celkové iontové koncentraci.



Velké ionty jako draslík, měď, nikl mají pohyblivost menší, kdežto ionty malé jako např. sodík mají pohyblivost větší. Elektromigrace se také zvyšuje, když se zvyšuje iontová koncentrace druhu [11].

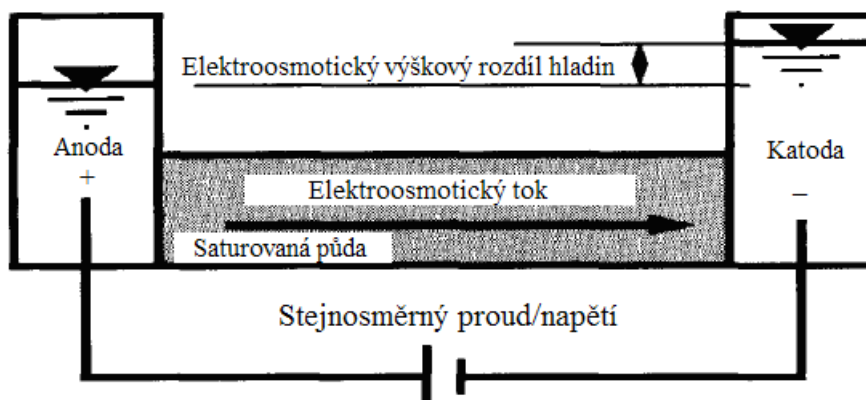
### 1.1.3 Elektroosmóza

Elektroosmóza je jeden z různých transportních procesů vzniklých v elektrickém poli půdy. Je definována jako hmotnostní tok půdní vlhkosti [8]. Na rozhraní mezi kapalnou a pevnou fází dochází ke specifickým adsorpčním procesům některých iontových nebo elektricky nabitých druhů, což vyvolá vznik elektrické dvojvrstvy. Podle Sternova modelu existují uvnitř kapaliny dvě odlišné oblasti zobrazené na **Obr. 3.**: kompaktní vrstva, která je tak blízko stěny, že elektrické náboje nejsou ovlivňovány tokem kapaliny a vrstva difúzní [2].



Obr. 3. Elektrická dvojvrstva.

Většina minerálů v půdě má záporný náboj způsobený vývojovými poruchami v minerální krystalové mřížce během jejich utváření, např. izomorfní substitucí, přítomností přerušovaných vazeb nebo existencí přirozených organických látek jako jsou humínové kyseliny. Hustota povrchového náboje se zvyšuje v následujícím pořadí: písek, silt, kaolinit, illit, montmorillonit [8]. Negativní náboje na pevném povrchu způsobí shluk pozitivních nábojů blízko rozhraní uvnitř kapaliny. Po vložení stejnosměrného elektrického pole začne kapalina proudit od anody ke katodě. Na **Obr. 4.** je zobrazen elektroosmotický transport. Elektroosmóza je účinnější v jemně zrnitých půdách (s póry několik  $\mu\text{m}$  nebo menší) a s vysokým obsahem vody [2].



Obr. 4. Schéma elektroosmotického transportu [8].

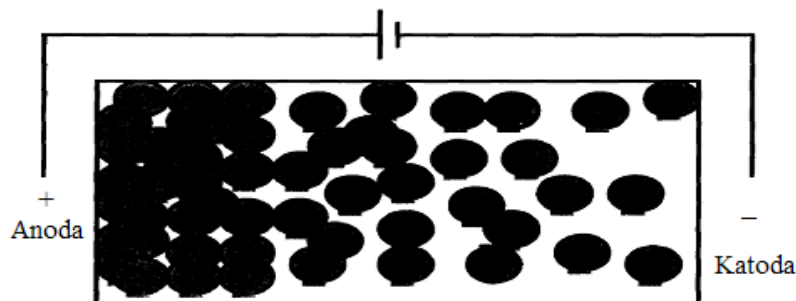
Velký význam má odhad dekontaminačního času s cílem odhadnout možnou spotřebu elektrické energie a zabránit výskytu reverzního elektroosmotického toku, tzn. od katody k anodě. Elektroosmotický tok od anody ke katodě vyplývající z existence negativního zeta potenciálu podporuje rozvoj nízkého pH v půdě. Aby všechny kontaminanty v půdě byly v rozpuštěné fázi je potřeba udržovat pH dosti nízké. Nicméně, když je pH nízké příliš, dojde ke změně polarity zeta potenciálu a reverznímu elektroosmotickému toku. V zájmu dosažení účinných výsledků v odstranění kontaminantů z půdy je nutno udržovat pH dost nízké, aby kontaminanty kovů byly v rozpuštěné fázi a zároveň dosti vysoké, aby se udržel negativní zeta potenciál. Navzdory této snadno realizovatelné teorii, je tento problém největší překážkou v úspěšné elektrokinetické dekontaminaci půdy.

Tato metoda je účinná k odstranění rozpuštěných polutantů, i když nejsou iontové. Protože tyto rozpuštěné neutrální molekuly jsou prostě transportovány tokem [6].

#### 1.1.4 Elektroforéza

Nabitě koloidní částice suspendované v kapalině jsou obklopeny elektrickou dvojitou vrstvou, která hraje zásadní roli v různých mezipovrchových elektrických jevech. V důsledku toho je elektroforéza definována jako transport nabitých částic při aplikaci stejnosměrného elektrického pole. Pro systém jílová voda negativně nabitě jílové částice migrují k anodě. Elektroforéza je v elektrokinetické dekontaminaci půdy významná jen když jsou do půdy přidávány povrchově aktivní látky (PAL) k tvorbě micel nabitých částic se znečišťujícími

druhy nebo když nabité částice adsorbují tyto znečišťující látky [12]. Kromě toho, elektroforéza může být využita když samotný kontaminant je nabitou částicí [5]. Na **Obr. 5.** je znázorněna elektroforéza záporně nabitých částic směrem k anodě.



Obr. 5. Schéma elektroforézy záporně nabitých částic [8].

### 1.1.5 Difúze, sorpce, rozpouštění a srážení

Iontová difúze je pohyb iontů způsobený chemickým koncentračním gradientem bez vloženého elektrického pole. Účinnost iontové difúze závisí na molekulárním difúzním koeficientu, koncentračním gradientu a mikromorfologii porézního média (pórovitosti a tortuozitě). Tento jev představuje hlavní transportní mechanismus, pokud není vkládán elektrický potenciál, ale je méně důležitý než elektromigrace a elektroosmóza při vloženém elektrickém poli [2].

Těžké kovy a další pozitivně nabitě druhy jsou silně přitahovány a sorbovány na negativně nabitě povrchy jílu. Sorpční mechanismy zahrnují povrchovou komplexaci (adsorpci) a iontovou výměnu. Selektivita pořadí je obecně funkcí velikosti a mocenství kationtu, dalším faktorem je také typ minerálního jílu [13].

Desorpce kationtových druhů z povrchu je nezbytná v extrakci látek z jemně zrnitých půd s vysokou kationtovou výměnnou kapacitou. Elektrolýzou produkovaný  $H^+$  iont na anodě a jeho transport masou půdy migrací (sekundárně elektroosmózou a difuzí) pomáhá k sorpci těchto druhů. Sorpční mechanismus závisí na hustotě povrchového náboje, charakteristice a koncentraci kationtového druhu a přítomnosti organických látek a uhličitánů v půdě. Mechanismus je také významně závislý na pH průlinové vody. Zvyšující se koncentrace  $H^+$  iontu má za následek desorpci kationtů v množství řízeném typem půdy [5].

Dramatické elektrochemické změny půdy v průběhu elektrokinetické půdní dekontaminace jsou důsledkem různých chemických reakcí, včetně srážení a rozpouštění solí a půdních minerálů. Transportované druhy v půdní průlinové vodě jsou vysoce ovlivněny rozpouštěním všech sraženin a vytvářením nových. Zásaditá vlna vzniklá elektrolýzou vody způsobuje srážení většiny těžkých kovů a radionuklidů na rozpustné hydroxidy. Také vysoké pH u katody a nízká koncentrace těžkých kovů má za následek tvorbu negativně nabitých komplexů. Naopak kyselá vlna generovaná na anodě zprostředkovává rozpouštění většiny běžně se vyskytujících sraženin [5].

## 1.2 Vylepšená a kondiciovaná elektrokinetická dekontaminace

S cílem zvýšit účinnost elektrokinetické dekontaminace jsou navrženy různé systémy k zesílení transportu a extrakce zájmových látek a zabránění tvorby imobilních sraženin. Při odstraňování těžkých kovů je hlavním cílem těchto systémů neutralizace katodové reakce elektrolýzy vody a předejít vzniku a transportu vysoké koncentrace  $\text{OH}^-$  iontu do půdy a zlepšit elektrodepozici kovů. Neutralizace katodové reakce pomáhá snižovat rozdíl elektrického potenciálu napříč elektrodám a následně snížit energetické náklady [14]. Naopak v odstraňování aniontových polutantů je vhodné neutralizovat anodové reakce [15].

Účinné techniky by měli mít následující charakteristiky [5,6,14]:

- sraženina by měla být rozpustná a nebo by mělo být srážení zabráněno,
- iontová vodivost napříč vzorkem by se neměla nadměrně zvyšovat v krátké časové periodě, aby se zabránilo předčasnému snížení elektroosmotickému transportu,
- katodové reakce by měly být depolarizovány, aby se zabránilo vzniku hydroxidů a jejich následného transportu,
- všechny použité chemikálie a sraženiny kovů s těmito novými chemikáliemi by měly být dokonale rozpustné v rozsahu pH,
- všechny speciální chemikálie vnesené do půdy by neměly mít za následek jakékoliv zvýšení toxických zbytků v mase půdy,
- nákladová efektivnost procesu by měla být zachována, jelikož náklady na vylepšení by měly být již zahrnuty.

Jsou zkoumány různé možnosti vylepšení extrakce zájmových látek z půdy [14]:

- 1) Oplachování jedné nebo obou elektrod za použití kapaliny s řízenou chemií a pH (kondicionovací kapalina).
- 2) Neutralizace elektrolyzních reakcí.
- 3) Použití specifických komplexotvorných látek.
- 4) Použití speciálních elektrod nebo membrán, které řídí chemii na hranicích.

Jednou z navrhovaných technik je depolarizace katodové reakce použitím kyseliny, která tvoří s transportovanými látkami rozpustné soli [16]. Nejčastěji používaná kyselina octová je šetrná k životnímu prostředí, biologicky odbouratelná a nevytváří zdravotní rizika. Dále je možno použít jako depolarizátoru kyselinu chlorovodíkovou, dusičnou, šťavelovou a citrónovou [8,14,17]. Zhou a kolektiv provedl experiment, kdy pH katolytu řídil přídatkem kyseliny mléčné a chloridu vápenatého. Tímto postupem bylo dosaženo 63 % odstranění mědi a 65 % odstranění zinku [18]. Obdobných výsledků dosáhl též Buchireddy a kol. , když účinnost odstranění při použití zředěné kys. dusičné byla 65 % pro měď, 72 % pro chrom a 77 % pro arzen [19]. Altin a Degirmenci použili 3 M kyselinu octovou a konstantní napětí 20 V. Dosáhli účinnosti odstranění olova mezi 50 až 95 % v závislosti na vlastnostech kontaminované půdy [20].

Při odstraňování aniontových polutantů je výhodné naopak kondicionovat anodový prostor např. hydroxidem sodným, protože alkalické podmínky zvyšují elektrokinetickou dekontaminaci těchto látek [15].

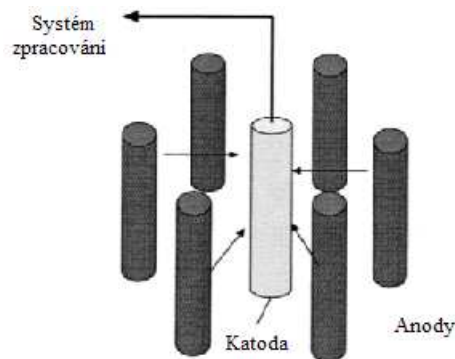
Další možností je použití komplexotvorné látky [8]. Například je prokázáno, že správná kombinace elektrokinetické dekontaminace se specifickým chelatačním činidlem, např. EDTA může být účinně využívána pro dekontaminaci radionuklidů z betonových a maltových povrchů [21]. Povrchově aktivní látky (PAL) jsou běžně používány ke zvýšení desorpce organických polutantů [3]. Yuan a Weng provedli testy elektrokinetické dekontaminace s třemi pracovními roztoky: vodovodní vodou, dodecylsulfátem sodným (SDS) jako zástupce PAL a kyselinou citrónovou jako zástupce kyseliny. Účinnost odstranění těžkých kovů (Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) byla 11 – 60 % pro vodovodní vodu, 37 – 76 % pro SDS a 43 – 78 % pro kys. citrónovou. Účinnost odstranění se u vodovodní vody zvyšovala v pořadí: Pb < Fe < Zn < Cr < Cu , Ni, pro SDS Zn < Fe < Cr < Cu < Pb < Ni, a

pro kys. citrónovou  $\text{Cu} < \text{Cr} < \text{Pb} < \text{Fe} < \text{Zn} < \text{Ni}$  [22]. Cílem použití membrán, jako je např. Nafion, je minimalizovat nebo zamezit transport zásady vytvořené na katodě [14].

Použití zesilovacích roztoků může být zkoušeno jen s extrémní opatrností, aby se zabránilo [5]:

- vnesení sekundární kontaminace do půdy,
- vzniku odpadních produktů nebo vedlejších produktů jako důsledku elektrochemických reakcí,
- vnesení nevhodné kapaliny, která zhorší existenci kontaminačního problému.

**Obr. 6.** ukazuje více anodový systém, který bývá někdy navrhován za účelem vylepšit elektrokinetický remediační proces [6].



Obr. 6. Více anodový systém.

Ve snaze plně využít různé vodivostní jevy, transportní procesy a reakce vodné fáze v oblasti realizace elektrokinetické sanační techniky a zvýšit účinnost za určitých podmínek oblasti, je nutné proces optimalizovat [5].

### 1.3 Výhody a omezení elektrokinetické dekontaminace

Výhodou této technologie je možnost použití pro nákladově efektivní in situ nebo ex situ remediaci [8].

Dalšími výhodami jsou [6]:

- žádné speciální požadavky na místo, protože ke zpracování půdy dochází pouze mezi elektrodami,

- zpracování kontaminované půdy bez nutnosti vytěžení zeminy,
- nejefektivnější v dekontaminaci jílu, vzhledem k jeho negativnímu povrchovému náboji a v půdách s nízkou hydraulickou vodivostí,
- potenciální účinnost v půdě saturované i nesaturované,
- odstranění organických i anorganických kontaminantů,
- schopnost odstranit kontaminanty z heterogenních přírodních usazenin.

Skutečnost, že tato technika vyžaduje vodivou průlinovou kapalinu v mase půdy, může být považováno za nedostatek, jestliže jsou obavy ze zavedení externí kapaliny do půdy. Technika také vyžaduje, aby druhy byly rozpustné buď v postupující kyselé vlně nebo působením chemikálií vnesenými v provozní kapalině. Pokud této rozpustnosti není dosaženo, extrakce zájmových látek není možná [8].

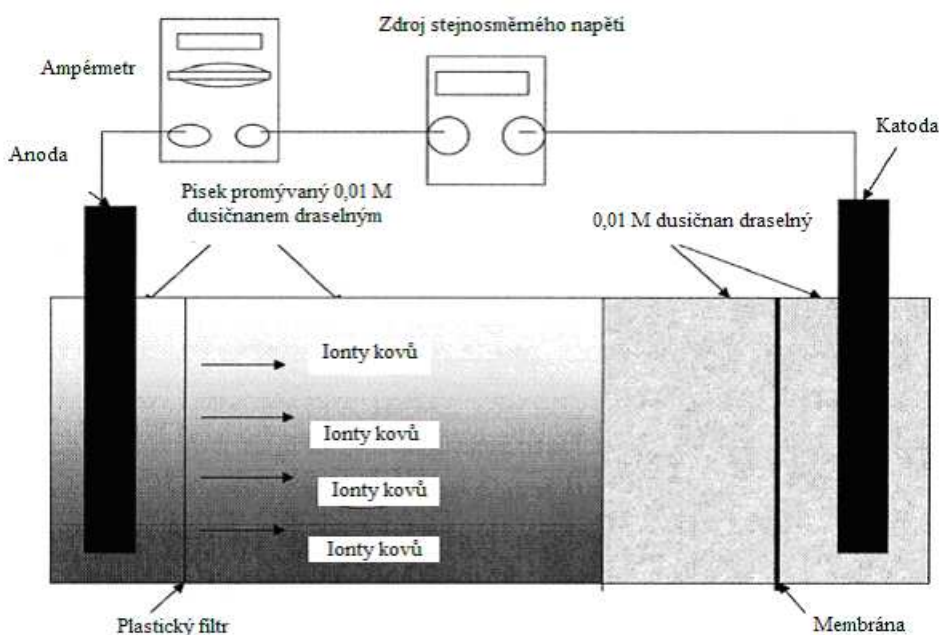
Navzdory všem výhodám, má tato technika ještě nějaká další omezení [6,10]:

- rozpustnost kontaminantu je vysoce závislá na podmínkách pH půdy,
- pokud je do půdy vkládáno vyšší napětí, účinnost procesu se snižuje v důsledku zvyšování teploty,
- v praxi je většina elektrické energie přivedené do kontaminované půdy spotřebována na ohřev matrice a na transport nezávadných látek
- účinnost odstranění se výrazně snižuje když půda obsahuje uhličitany, hematity, jakož i velké kameny či štěrky,
- při instalaci technologie musí být respektovány bezpečnostní předpisy platné pro práci se zařízením pod elektrickým napětím, kde povolené limity mohou komplikovat dosažení potřebných hmotnostních toků.

## 2 APLIKACE ELEKTROKINETICKÉHO DEKONTAMINAČNÍHO PROCESU

### 2.1 Použití kationtové selektivní membrány

V alkalickém prostředí jsou těžké kovy adsorbovány na půdní částice a tvoří nerozpustné sraženiny. Vysoké pH v blízkosti katody je hlavní překážkou v odstraňování těžkých kovů. Kationtová selektivní membrána umístěná před katodou má těmto překážkám zabránit. Vzhledem k aplikovanému elektrickému proudu se ionty pohybují k elektrodám podle jejich náboje. Kationtová selektivní membrána umístěná mezi půdu a katodu umožňuje kationtům a velmi málo aniontům přes ni přejít. Tak téměř všechny hydroxylové ionty produkované na katodě zůstávají na katodové straně membrány.  $H^+$  ionty produkované na anodě se pohybují skrz půdu. Proto se hlavní změny pH vyskytují blízko membrány. Membrána určuje skok pH a může řídit objem katodového roztoku. Kationtová selektivní membrána tedy udržuje nízké pH během remediačního procesu. Elektrokinetická cela na **Obr. 7.** obsahuje: zpracovanou půdu, vodivostní roztok, který je umístěn mezi půdou a membránou a katodový prostor s roztokem elektrolytu, který je mezi membránou a katodou [6].

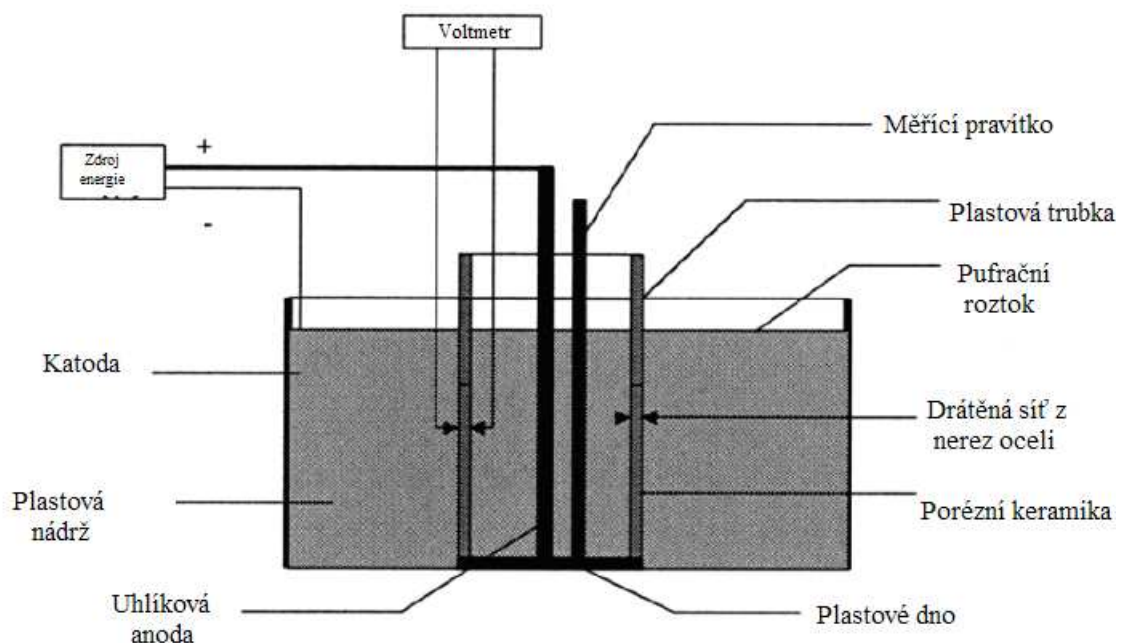


Obr. 7. Elektrokinetická cela s kationtovou selektivní membránou.



## 2.2 Použití PAL potaženého keramického obalu

Po mnoho let byl důraz elektrokinetické dekontaminace půdy kladen na půdy satureované jemně zrnité a jílovité, což vedlo k mylné představě, že tato technika není vhodná pro půdy nesatureované písčité. Laboratorní pokusy ale dokázaly, že s vhodnými technologiemi a dobrými konstrukčními metodami je možné sanovat těžké kovy i z nesatureovaných a písčitých půd. Elektrická vodivost půdy závisí na obsahu půdní vlhkosti. Během elektroosmotické migrace je obsah vody v blízkosti anody snižován. Jak klesá obsah vlhkosti, snižuje se také vodivost půdy. V zájmu řízení hydraulického proudění vody v zpracované půdě, bylo navrženo použití porézního keramického obalu. Anodový keramický obal je vhodný pro časově náročnější elektrokinetické sanační procesy, aby bylo zajištěno, že elektroosmotický tok se bude pohybovat z okolní půdy do vnitřku anodového obalu. Jelikož účinnost elektrokinetické remediace v nesatureované půdě je závislá na množství vody u anody, je nutné během celého remediačního procesu nepřetržitě vodu dodávat. Navzdory přidavku vody je důležité udržet nesatureované podmínky v půdě, protože přebytek vody je příčinou satureovaných podmínek, což by umožnilo schopnost kontaminantu migrovat do hlubších vrstev půdy. Uspořádání této metody je na **Obr. 8.** [6].



Obr. 8. Elektrokinetická cela s anodovým keramickým obalem.

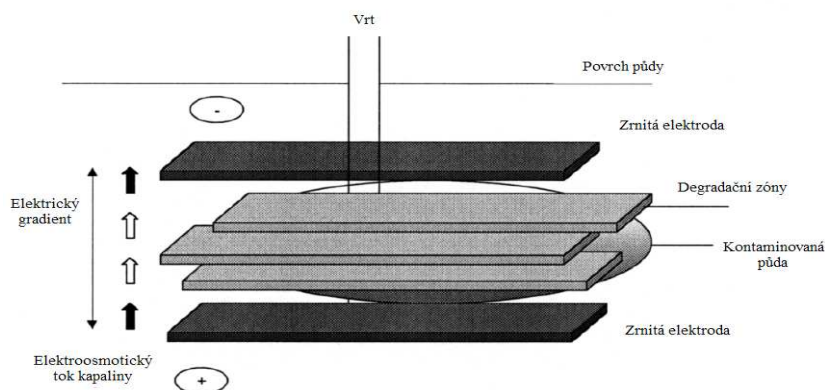
### 2.3 Proces Lasagna

V roce 1995 byla vyvinuta a prováděna nová integrovaná metoda pro in situ elektrokinetickou remediaci půdy s názvem Lasagna. Tato technologie je užitečná pro odstranění kontaminantů těžkých kovů z heterogenní, málo propustné půdy. Metoda nese název Lasagna, vzhledem k vrstevnatému uspořádání. Technologie spojuje elektrokinetické jevy pro transport kontaminantu v půdní matici s in situ zpracováním zón, které jsou instalovány přímo do kontaminované půdy [6,23].

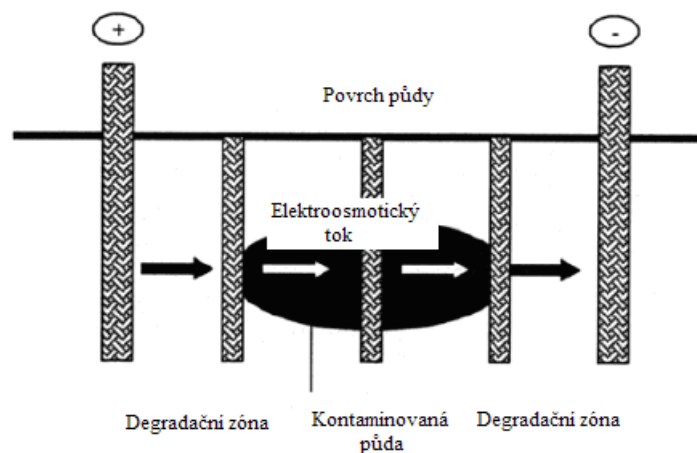
Proces Lasagna zahrnuje následující pojmy:

- Vytvoření několika propustných „léčebných“ zón v těsné blízkosti skrz celou půdní matici, přidáním sorbentů, katalytických činidel, pufručního roztoku, oxidačních činidel, atd.
- Aplikace elektrického proudu s cílem transportovat kontaminanty do těchto vytvořených „léčebných“ zón.

Lasagna proces má několik výhod ve srovnání s jinými technikami. Umožňuje recyklovat katodový výtok zpětným zavedením do anodového prostoru, kde přispívá k neutralizaci pH. A tok kapaliny může být zvrácen jednoduchým přepínáním polarity. Přepínání polarity podporuje několikanásobný průchod kontaminantu skrz léčebné zóny a pomáhá omezit možnost nejednotného potenciálu a skoku pH v půdním systému. Na **Obr. 9.** a **10.** jsou znázorněny dva možné modely uspořádání Lasagna procesu. Horizontální uspořádání je zvláště účinné v odstranění kontaminantu z hlubších vrstev půdy, kdežto pro mělké kontaminované půdy nepřesahující 15 m je vhodnější uspořádání vertikální [6].



Obr. 9. Horizontální Lasagna uspořádání.



Obr. 10. Vertikální Lasagna uspořádání.

Podle laboratorních experimentů a slibných poloprovozních studií by se Lasagna technologie mohla stát jednou z nejvíce používaných elektrokinetických dekontaminačních technologií pro odstraňování těžkých kovů z různých půd [6].

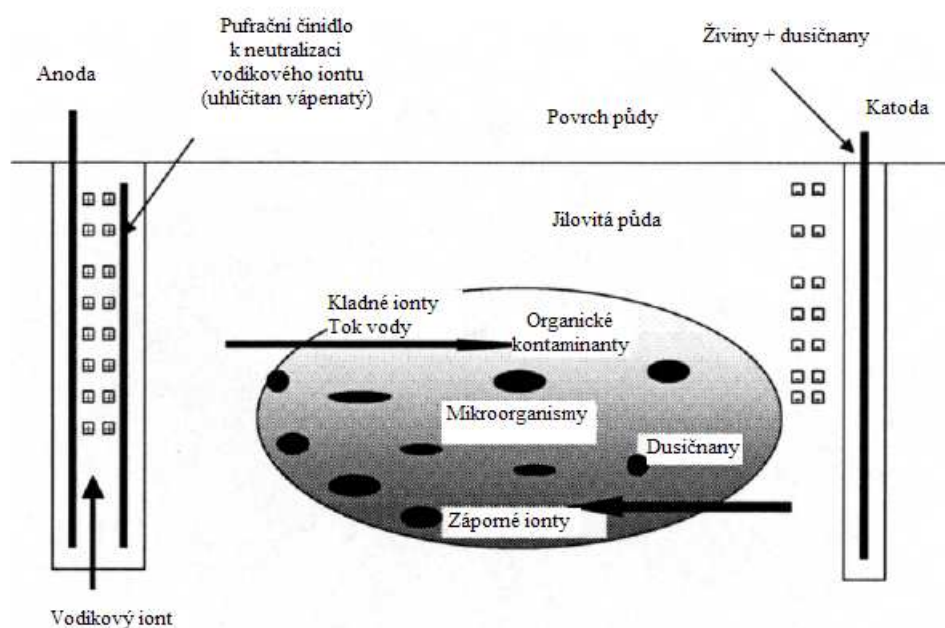
## 2.4 Elektrická separace Elektro-Klean

Elektro-Klean technologie je aplikovaná in situ stejně jako ex situ. Je to nová metodika, která je používána pro odstraňování těžkých kovů, radionuklidů a specifických těkavých organických kontaminantů ze saturovaných a nesaturovaných písků, siltu, jemně zrnitých jíílů a sedimentů. Technologie využívá dvou elektrod k aplikaci stejnosměrného proudu přímo do kontaminované masy půdy. S cílem zlepšit sanační účinnost, jsou do půdy přidávány zesilovací kapaliny, většinou kyseliny. Hlavním omezením této techniky je vysoká pufrací kapacita půdy a různé společně se vyskytující chemikálie a jejich koncentrace [6].

## 2.5 Elektrokinetická bioremediace

Elektrokinetická bioremediační technologie je navržena k aktivaci mikrobů a dalších mikroorganismů přítomných v půdě. Je uskutečňována pomocí vybraných živin k podpoře růstu, rozmnožování a metabolismu mikroorganismů schopných přeměňovat organické kontaminanty v půdě. Tato technologie může být velmi úspěšná v budoucnu, jelikož nevyžaduje externí přidávání mikrobiálních populací do půdy.

Kromě toho, živiny mohou být rovnoměrně rozptýlené přes kontaminovanou půdu nebo přímo do konkrétního místa a metoda se tak vyhne problému s transportem mikroorganismů skrz jemně zrnitou půdu. Na **Obr. 11.** je zobrazeno uspořádání této metody. Ale i tato metoda má několik omezení. Někdy koncentrace organického polutantu převyšuje toxický limit pro mikrobiální populaci a mikroorganismy vyhynou. Nebo jsou bioremediací organických kontaminantů produkovány vedlejší produkty, které mohou být pro mikroorganismy toxické nebo výrazně inhibují bioremediaci [6].



Obr. 11. Elektrokinetická bioremediace.

## 2.6 Elektrochemická geooxidace

Elektrochemická geooxidace je používána v Německu k remediaci půd a vod kontaminovanými organickými a anorganickými sloučeninami. In situ proces zahrnuje aplikaci elektrického proudu, ten vytváří příznivé podmínky pro oxidačně-redukční reakce, které vedou k imobilizaci anorganických kontaminantů v půdě nebo podzemní vodě mezi umístěnými elektrodami. Hlavní výhodou této technologie je, že není nutné dodávat katalyzátory pro oxidačně-redukční reakce, protože téměř ve všech půdách jsou přítomny přirozené katalyzátory, jako např. železo, hořčík, titan nebo elementární uhlík [6].

## 2.7 Elektrochemická iontová výměna

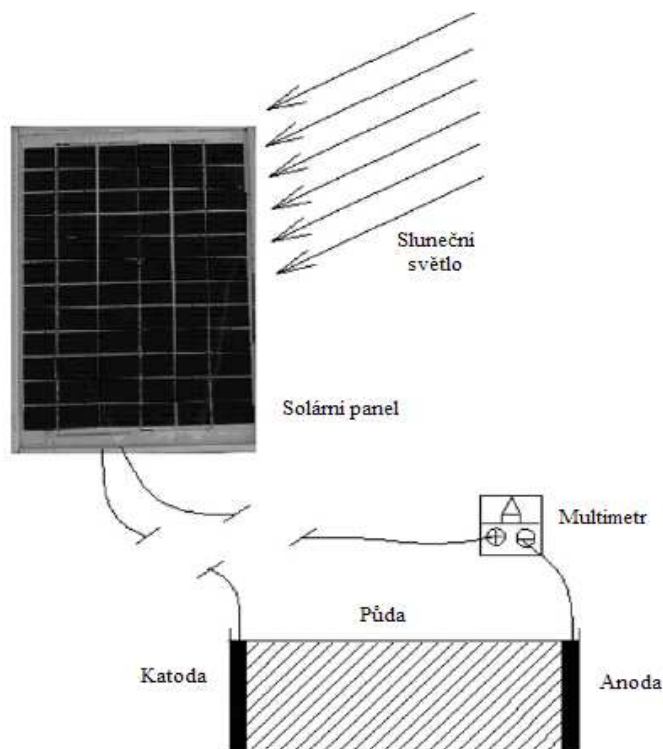
Tato technologie využívá elektrod umístěných v porézním odlitku, který je zásobován cirkulujícím elektrolytem. Během sanačního procesu jsou kontaminanty zachycené v tomto elektrolytu čerpány na povrch, kde projdou skrz elektrochemický iontový měnič. Tato metoda je používána k odstraňování těžkých kovů, halogenidů a specifických organických látek z různých typů půd. Nejdůležitějším omezením této technologie je velmi nákladná procedura čištění výtoků obsahujícího malé koncentrace kontaminantu [6].

## 2.8 Elektrosorb

Tato technologie je používána většinou v USA a používá válcových elektrod, které jsou potaženy speciálně konstruovaným polymerním materiálem. Polymer je impregnován regulačními pH chemikáliemi, aby se zabránilo skokům pH. Během sanačního procesu jsou elektrody umístěny v půdních vrtech a je na ně aplikován stejnosměrný proud. Ionty se pohybují skrz průlinovou vodu k elektrodám, kde jsou zachyceny v elektrodové polymerní matici [6].

## 2.9 Použití solárního článku

Tato metoda využívá solárního článku, namísto konvenčního zdroje napájení stejnosměrného proudu k vzniku elektrického pole v kontaminované půdě. Výstupní potenciál solárního článku závisí na denní době a povětrnostních podmínkách. Aplikovaný potenciál v půdě je ovlivněn výstupním potenciálem a povětrnostními vlivy. Proud dosažený ze solárního článku je srovnatelný s tradičním proudem ze zdroje napájení. Také účinnost je srovnatelná, ale ve srovnání s tradičním stejnosměrným proudem ze zdroje napájení může využití solárního článku jako zdroje napájení pro elektrokinetickou remediaci značně snížit energetické výdaje. Při aplikaci elektrokinetické remediace v plném měřítku poháněné solárním článkem může být solární panel instalován nad kontaminovanou lokalitou. V současnosti plocha panelu o  $1 \text{ m}^2$  může generovat energii  $100 \text{ W}$ , tzn. asi  $2 \text{ m}^2/\text{m}^3$  půdy. Elektrokinetická dekontaminace poháněná solárním článkem je zvláště účinná v oblastech bohatých na sluneční svit. Schéma použití solárního článku je zobrazeno na **Obr. 12.** [24].



Obr. 12. Schéma experimentálního uspořádání.

## 2.10 Kombinace ultrazvuku a elektrokinetické dekontaminace

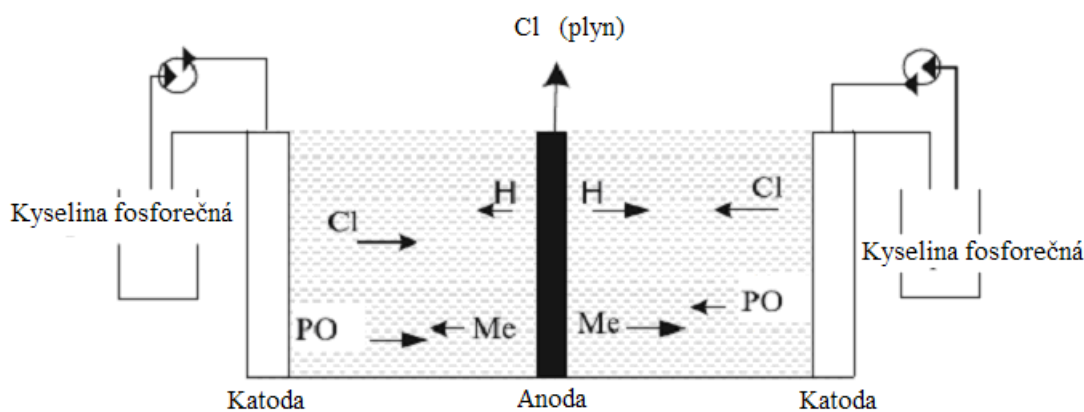
Elektrokinetická dekontaminace zesílená ultrazvukem byla testována k odstranění perzistentních organických polutantů. Ultrazvuk může být použit jako moderní oxidační proces pro destrukci organických polutantů. Ve srovnání s konvenčními metodami může využití ultrazvuku přinést řadu výhod: je šetrný k životnímu prostředí (nejsou použity ani produkovány toxické látky) a má nízké náklady.

Použití ultrazvuku v kontaminované půdě může zvýšit desorpci a mobilizaci kontaminantu a pórovitost a propustnost půdy rozvojem dutin. Ultrazvuk také udržuje vyšší proud a zvyšuje elektroosmotický tok. Počáteční koncentrace kontaminantu je základním vstupním parametrem, který rozhoduje o účinnosti odstranění. Účinnost odstranění se snižuje s rostoucí počáteční koncentrací.

Elektrokinetická dekontaminace zesílená ultrazvukem může být brána jako jedna z možných metod odstranění PAHs z kontaminované půdy. Nicméně účinnost odstranění se zvyšuje asi jen o 10 % [25].

## 2.11 Elektrokinetická stabilizace

Nová metoda k bezpečnějším nakládání s komunálními pevnými odpady, zejména popelu ze spaloven tuhého komunálního odpadu je zobrazena na **Obr. 13**. Elektrokinetická stabilizace vyžaduje relativně krátké dekontaminační časy a zlepšuje remediaci popela kombinací rychlé extrakce chloridů elektromigrací spolu se stabilizací kovů prostřednictvím reakce s fosfátovým iontem, který se pohybuje skrz popel vlivem elektrického pole. Těžké kovy reagují s fosfátovým iontem, což vede k vysrážení kovů hydroxylapatitu nebo chlorapatitu nebo k jejich záchytu ve vápenatém apatitu, který se tvoří během procesu. Migrace solí skrz mokrý popel (25 % obsah vody) je velmi rychlá a dekontaminační čas může být snížen na 24 hodin. Takto provedenou elektrokinetickou stabilizací může být dosaženo 92 % odstranění olova a fluoridu, 90 % odstranění mědi a 80 % odstranění chloridů [26].



Obr. 13. Schéma elektrokinetické stabilizace popela.

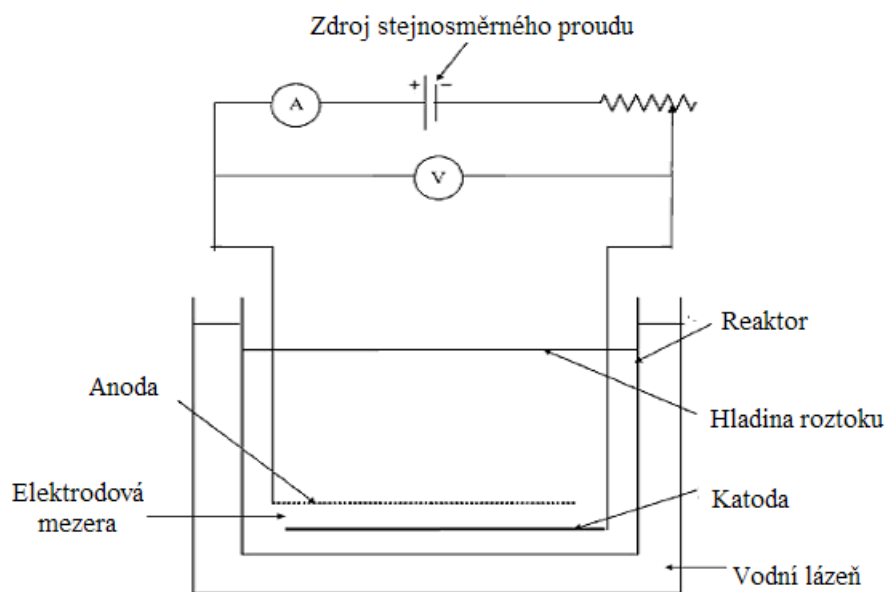
## 2.12 Kombinace koagulace a elektrokinetické dekontaminace

Elektrokoagulace je in situ proces využívající „obětovací“ anody k tvorbě aktivního koagulantu, který je použit k odstranění polutantu srážením a flotací. Ve srovnání s tradiční chemickou koagulací se dá elektrokoagulací odstranit i nejmenší koloidní částice.

Tyto nejmenší nabitě částice mají totiž velkou pravděpodobnost koagulace, vzhledem k jejich pohybu způsobeném elektrickým polem. Systém využívá horizontálně umístěné hliníkové katody a anody. Elektrokoagulace probíhá v několika krocích:

- 1) Elektrolytické reakce na povrchu hliníkových elektrod produkují hliníkové ionty na anodě a hydroxylové ionty na katodě.
- 2) In situ oxidace hliníkových iontů a následné srážení hydroxidu hlinitého ve vodné fázi.
- 3) Adsorpce rozpuštěných nebo koloidních polutantů na koagulanty, které jsou poté odstraněny sedimentací nebo flotací.

Flokulace probíhá v nižším pH a je vysvětlena jako srážení a adsorpce probíhá při vyšších hodnotách pH (nad 6,5). Na **Obr. 14.** je schématický systém uspořádání.



Obr. 14. Uspořádání elektrokoagulace.

Elektrokoagulace s použitím hliníkových elektrod je např. slibnou metodou k odstraňování fenolu z odpadních vod. Po 2 hodinách elektrokoagulace bylo odstraněno 94,5 % fenolu z odpadní vody vzniklé při rafinerii ropy. [27].



## **II. PRAKTICKÁ ČÁST**

### **3 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST**

#### **3.1 Použité chemikálie a materiály**

$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ , p.a., Lachema n.p. Brno, Czech Republic

$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ , p.a., Lachema n.p. Brno, Czech Republic

Půda písčítá - písek křemičitý bílý 0,8 mm

Půda jílovitá

Elektrody na bázi geopolymery - vyrobeny dle patentu [28]

#### **3.2 Použité přístroje a aparatura**

##### **Analytické váhy**

Scaltec SBC 32, Scaltec Instruments, Germany

##### **UV-VIS spektrometr**

Unicam Helios ε, USA

##### **Rentgenový fluorescenční spektrometr**

Elvax Ser-01, Elvaxtech Ltd., Ukrajina

##### **Čerpadlo**

Masterflex L/S, USA

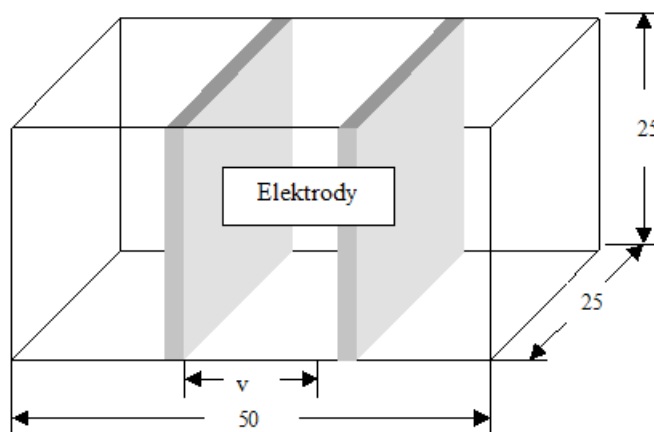
##### **Zdroj stejnosměrného proudu s analogovým voltmetrem a ampérmetrem**

HY1803D, V&A Instrument

Ostatní přístroje a pomůcky běžně používané v chemicko-analytické laboratoři.

### Horizontální experimentální aparatura

Experimentální elektrokinetická cela (50 cm x 25 cm x 25 cm) vyrobená z plexiskla byla vždy rozdělena na 3 prostory (**Obr. 15.**). Na prostor před anodou, prostor mezi elektrodami a na prostor za katodou. Vzdálenost mezi elektrodami byla variabilní. Plošné elektrody umístěné vertikálně byly vyrobeny z geopolymery dle patentu [28].

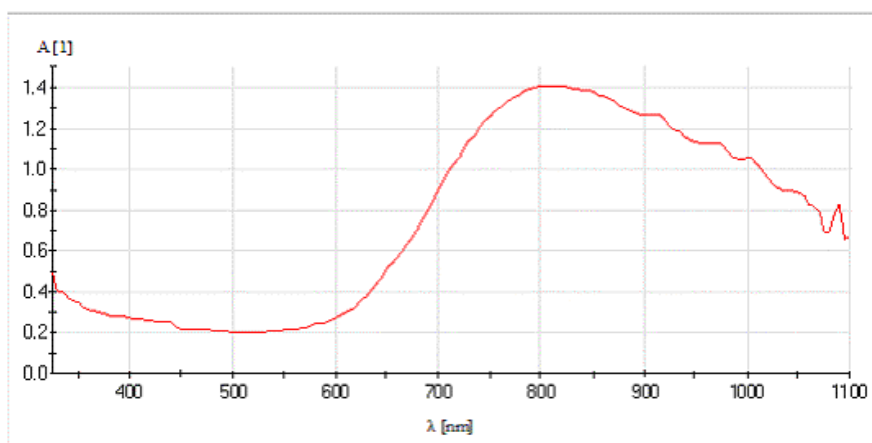


Obr. 15. Schéma horizontální elektrokinetické cely, kde  $v$  značí variabilní vzdálenost mezi elektrodami.

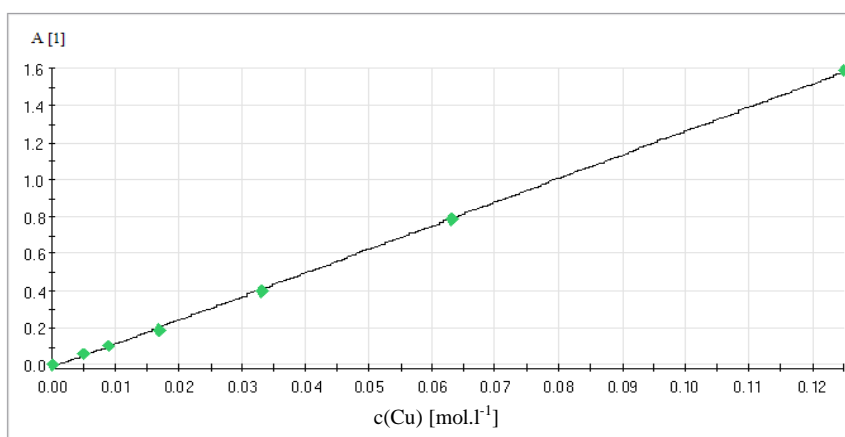
### 3.3 Použité metody

#### 3.3.1 Příprava kalibračních standardů

Pro přípravu kalibračních standardů stejně jako pro kontaminaci matrice byl použit síran měďnatý pentahydrát. Postupným ředěním bylo připraveno 7 kalibračních standardů o koncentracích v rozmezí 0–0,12 mol.l<sup>-1</sup>, které byly poté změřeny na UV-VIS spektrometru. Měření spektra na **Obr. 16.** bylo nalezeno maximum při vlnové délce 810 nm. Křivka kalibrace na **Obr. 17.** sloužila ke stanovení koncentrace mědi v odebraných vzorcích.



Obr. 16. UV-VIS spektrum síranu měďnatého.



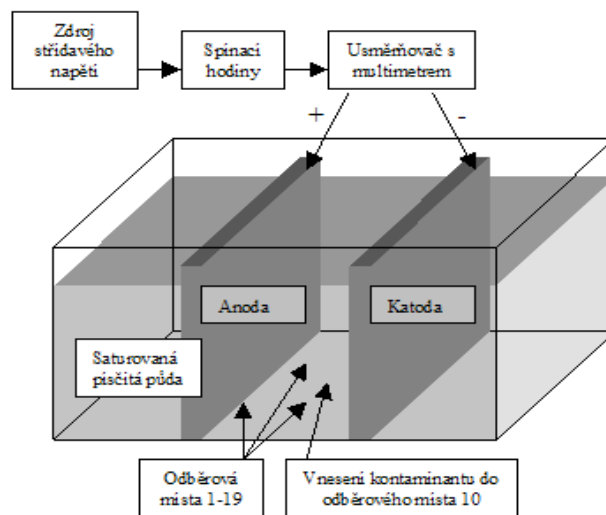
$$\text{Parametry křivky } A = 12,74085 \cdot c(\text{Cu}) - 1,098505 \cdot 10^{-2}$$

$$\text{Korelační koeficient } R = 0,99984$$

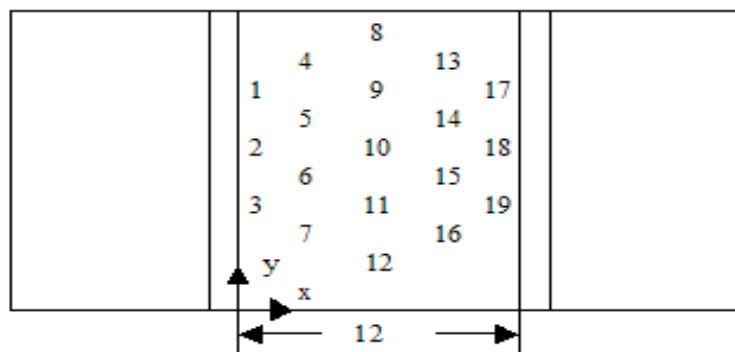
Obr. 17. Křivka kalibrace pro stanovení obsahu mědi pomocí metody UV-VIS spektrometrie.

### 3.3.2 Dekontaminace mědi za statických podmínek

Saturovaná matrice v tomto případě písčité půda umístěná v experimentální cele byla kontaminována 100 ml 0,5 M  $\text{CuSO}_4$  v místě desátého odběrového místa. Vzdálenost mezi elektrodami byla 12 cm. Spínacími hodinami byl nastaven stejnosměrný elektrický proud na 15 min chod a 45 min pauza. Mezi elektrodami procházel proud 0,01 až 0,03 A. V časových intervalech byly z odběrových míst odebírány vzorky průlinové vody, které byly následně analyzovány UV-VIS spektrometrem. Na **Obr. 18.** je schématicky znázorněno uspořádání a na **Obr. 19.** jsou znázorněna odběrová místa. Hodnoty koncentrací získané analýzou byly zpracovány v MS Excelu a exportovány do programu ArcGIS (verze 9.3.1), kde byly vyhodnoceny interpolační analýzou IDW.



Obr. 18. Schéma statického uspořádání.

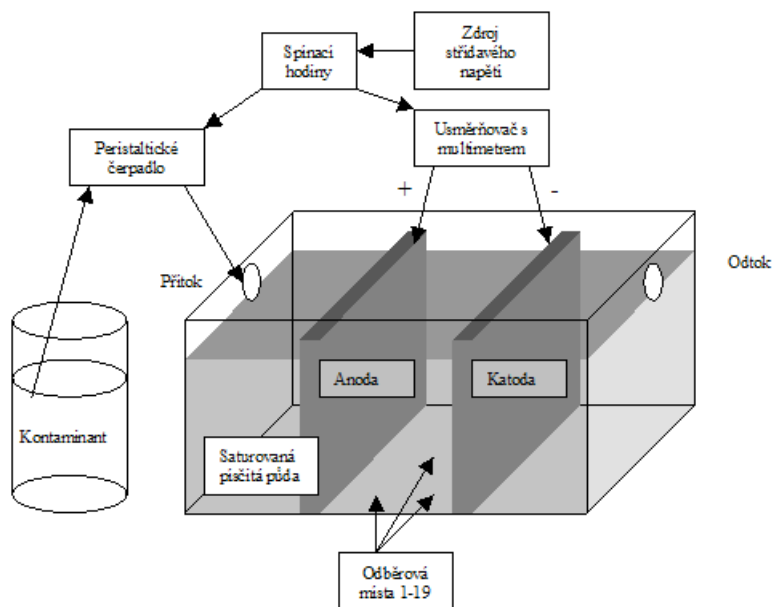


Obr. 19. Půdorys cele s naznačenými odběrovými místy.

### 3.3.3 Dekontaminace mědi za dynamických podmínek

Při tomto měření opět docházelo k dekontaminaci mědi, ale nyní byl nastaven kontinuální průtok kontaminantu (**Obr. 20.**). Kontaminant  $\text{CuSO}_4$  o koncentraci  $0,05 \text{ M}$  byl ze zásobní nádoby čerpán čerpadlem rychlostí  $80 \text{ ml.hod}^{-1}$ . Vzdálenost mezi elektrodami byla  $14 \text{ cm}$ , ale elektrody byly oproti pokusu 3.3.2 perforované, z důvodu zlepšení podmínek proudění.

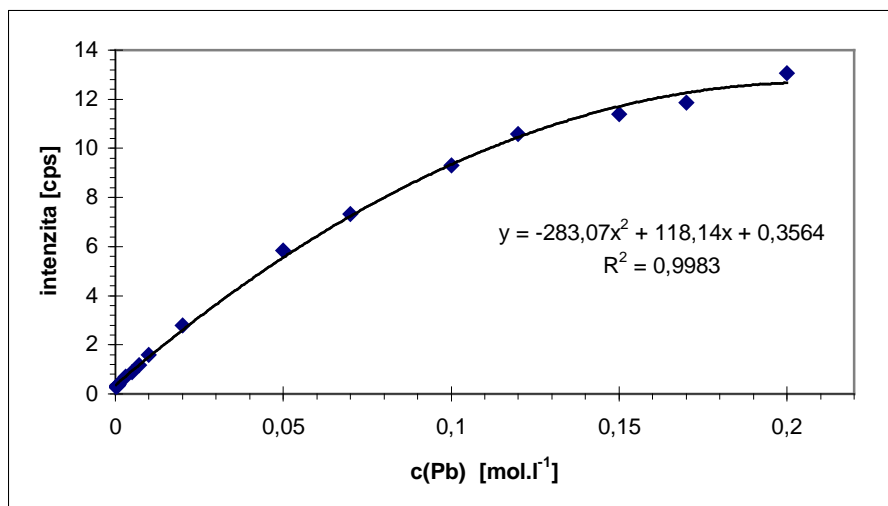
Ostatní parametry byly zachovány. Z 19 odběrových míst byly odebírány vzorky v různých časech a navíc byly vzorky odebírány na přítoku a odtoku z elektrokinetické cely. Všechny vzorky byly opět analyzovány UV-VIS spektrometrem. Hodnoty koncentrací mědi byly vyhodnoceny podle postupu 3.3.2.



Obr. 20. Schéma dynamického uspořádání.

### 3.3.4 Příprava kalibračních standardů

K přípravě 17 kalibračních standardů o koncentracích mezi  $0 - 0,02 \text{ mol.l}^{-1}$  byl použit  $0,5 \text{ M Pb(NO}_3)_2$ . Standardy byly změřeny na rentgenovém fluorescenčním spektrometru Elvax. Ze spekter standardů **Obr. 21** byla sestrojena kalibrační křivka.



Obr. 21. Kalibrační křivka pro stanovení obsahu olova metodou XRF.

### 3.3.5 Dekontaminace olova za dynamických podmínek

Provozní podmínky byly nastaveny podle postupu 3.3.3. Přítok zásobního roztoku kontaminantu 0,05 M  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  byl  $120 \text{ ml.hod}^{-1}$ . Vzorky byly analyzovány za použití rentgenového fluorescenčního spektrometru Elvax. Koncentrace olova byly exportovány a vyhodnoceny opět v programu GIS.

### 3.3.6 Dekontaminace olova za statických podmínek

V tomto měření došlo k záměně matrice mezi elektrodami. Písečná půda byla nahrazena půdou jílovitou. Tato zemina byla laboratorně kontaminována  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ . Původní koncentrace olova v půdě byla  $23\,040 \text{ mg.kg}^{-1}$ , tedy 23 040 ppm. Vzdálenost mezi elektrodami byla 10 cm a proud mezi nimi 0,03 až 0,06 A. Z 20 odběrových míst mezi elektrodami byly odebírány vzorky k analýze na spektrometru Elvax. Hodnoty koncentrací byly vyhodnoceny dle 3.3.2.

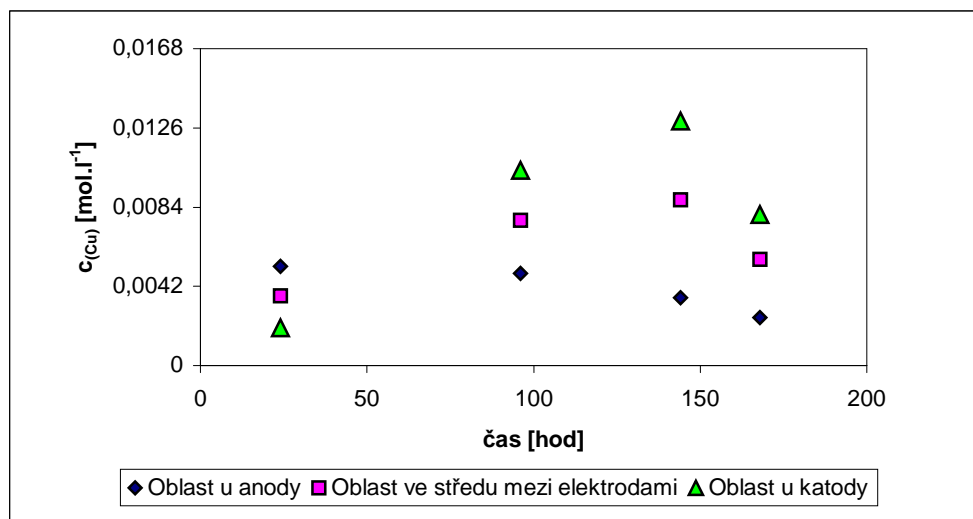
## 4 VÝSLEDKY A DISKUZE

Cílem této práce bylo provést nevylepšenou ani nekondiciovanou elektrokinetickou dekontaminaci těžkých kovů za použití elektrod z geopolymery. Byly provedeny 4 experimenty ve dvou uspořádáních (statické a dynamické) a ve dvou horninových prostředích. V písčité půdě, jako zástupce vysoce propustné půdy a půdě jílovité, jako zástupce nízko propustné půdy. V obou případech byla půda zcela satureovaná.

### 4.1 Průběh dekontaminace mědi

#### 4.1.1 Statické podmínky

V první části dekontaminace mědi byla pozornost věnována transportu kontaminantu ve statickém uspořádání. Změny koncentrace mědi v průlinové vodě v čase jsou prezentovány na **Obr. 22**. Jak tento obrázek ukazuje již v čase 24 hodin byla měď v blízkosti anodového prostoru desorbována, rozpouštěna a transportována směrem ke katodě. Zatímco v oblasti ve středu mezi elektrodami desorpce a rozpouštění mědi pokračovalo až do cca 144 hodin.



Obr. 22. Koncentrační profil mědi při statickém uspořádání v písčité půdě.

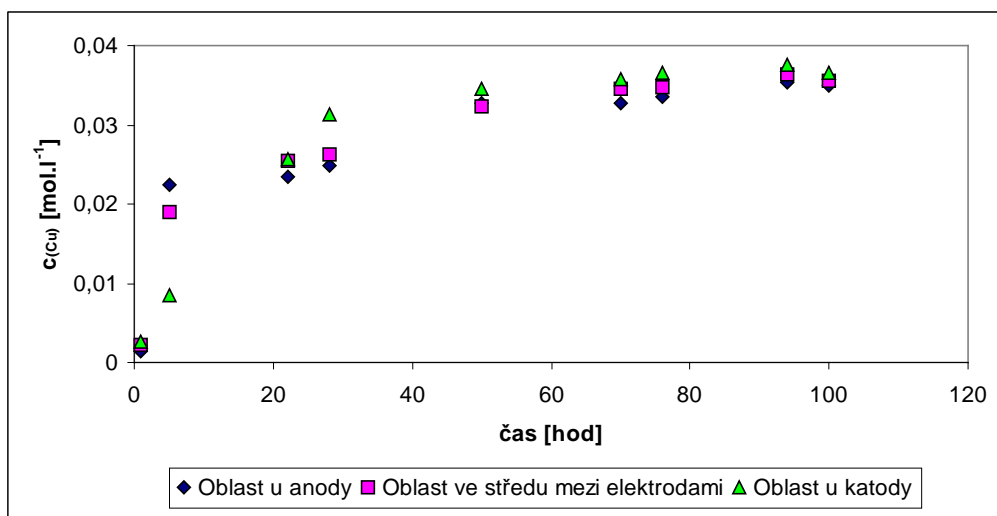
Teprve po této době se začala koncentrace mědi v průlinové vodě snižovat, což znamená, že již veškerá měď v této oblasti byla transportována z půdy. V důsledku tohoto snižování již začala klesat i koncentrace mědi v nejbližší oblasti katody, kde docházelo k



odstraňování mědi elektrodepozicí na katodě. Příloha **P I** až **P IV** je shodným vyjádřením průběhu dekontaminace mědi ve statickém uspořádání v geografickém informačním systému. Z těchto příloh je dobře patrné, jak v průběhu času docházelo k transportu mědi směrem ke katodě.

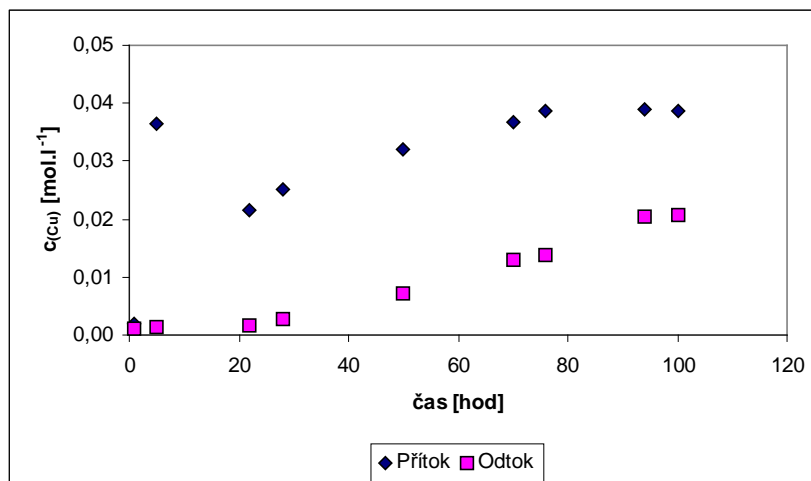
#### 4.1.2 Dynamické podmínky

V druhé části dekontaminace na **Obr. 23**. byl sledován průběh koncentračního profilu mědi v dynamickém uspořádání. Kontaminant byl průběžně dodáván do elektrokinetického systému. V celém profilu elektrokinetické cely probíhal nárůst koncentrace mědi až do ustálené hodnoty  $0,036 \text{ mol.l}^{-1}$  v čase mezi 80 až 100 hodinami. Tento vývoj je také zobrazen v přílohách **P V** až **P XI**. V příloze **P V** v čase odběru vzorků 5 hodin je dobře vidět, jak dochází k nárůstu koncentrace mědi směrem od přítoku, tedy od anody.



Obr. 23. Koncentrační profil mědi při dynamickém uspořádání v písčité půdě.

Na **Obr. 24**. je zobrazen průběh měření koncentrace mědi v průlinové vodě na přítoku a odtoku z elektrokinetického systému. Jak je patrné z **Obr. 24.**, v počátečních časech dochází k sorpci kontaminantu do půdy, a teprve v čase 76 hodin je půda plně nasorbována a kontaminant je v maximálním množství přítomen také v průlinové vodě. Koncentrace mědi na odtoku vykazují v čase přibližně stejnou linii.



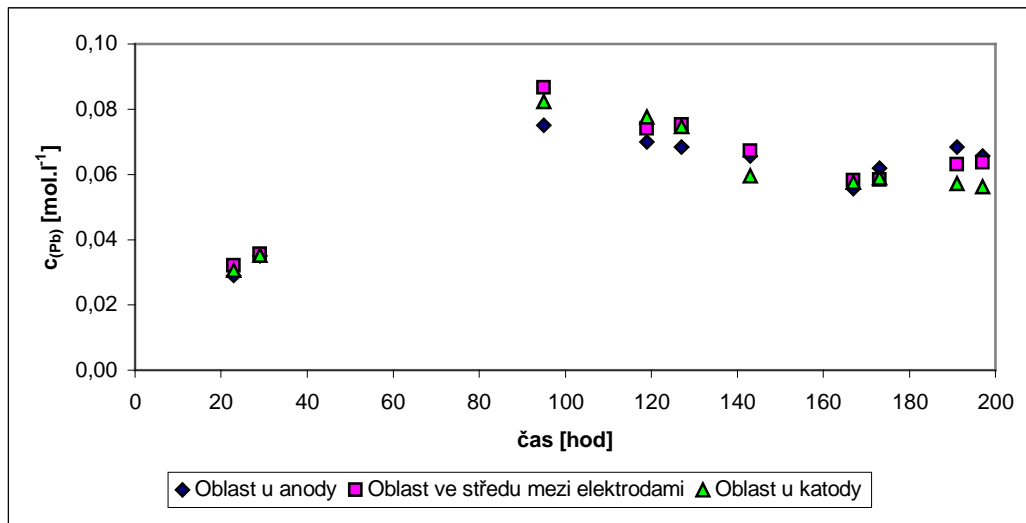
Obr. 24. Průběh koncentrace mědi na přítoku a odtoku z elektrokinetické cely.

V tomto případě nelze říci v jaké míře je transport kontaminantu způsoben vloženým stejnosměrným napětím, protože samotné proudění vody bylo nastaveno směrem od anody ke katodě. Ale k dekontaminaci docházelo, jelikož koncentrace mědi na odtoku ve srovnání s koncentracemi na přítoku byly v polovičních hodnotách.

## 4.2 Průběh dekontaminace olova

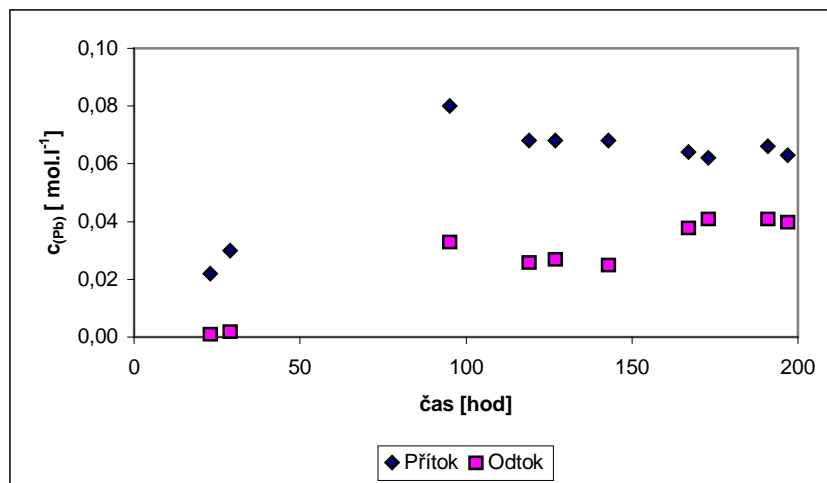
### 4.2.1 Dynamické podmínky

Za stejných provozních podmínek byla provedena dekontaminace olova v dynamickém uspořádání. Výsledky měření jsou zobrazeny na **Obr. 25.** a **Obr. 26.** Z **Obr. 25.** je zřejmé, že průběh dekontaminace olova probíhal obdobně jako dekontaminace mědi, ale docházelo k větším výkyvům koncentrací kontaminantu na přítoku a tedy i výkyvům v celém profilu dekontaminační cely. Přílohy **P XII** až **P XXI** opět dokládají průběh dekontaminace vyjádřené v GISu.



Obr. 25. Koncentrační profil olova při dynamickém uspořádání v písčité půdě.

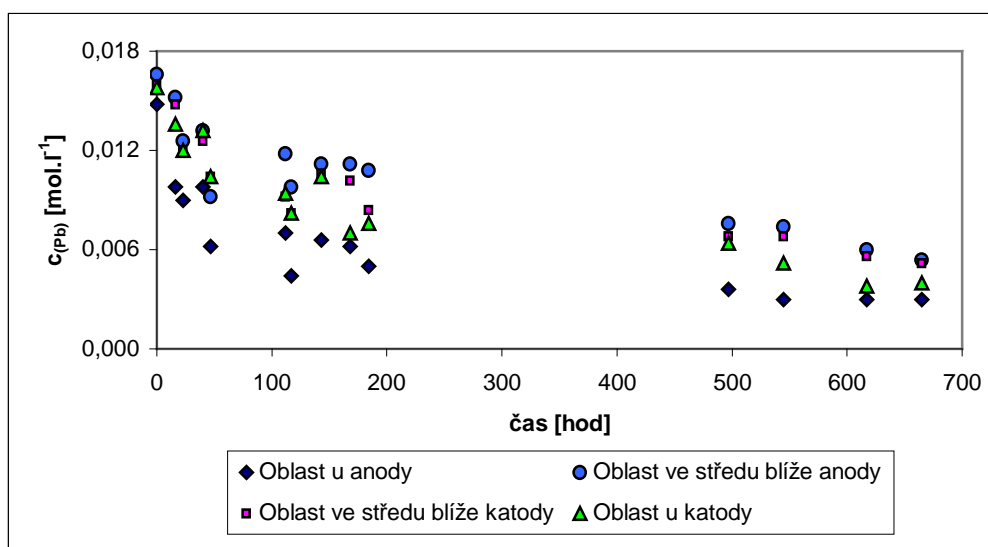
Z hodnot na **Obr. 26.** vidíme, že koncentrace olova na odtoku se ustanovila po čase cca 167 hodin na hodnotě přibližně  $0,04 \text{ mol.l}^{-1}$ . Tedy zhruba na  $2/3$  hodnot přítoku do elektrokinetické cely.



Obr. 26. Průběh koncentrace olova na přítoku a odtoku z elektrokinetické cely.

#### 4.2.2 Statické podmínky

Poslední částí této práce byla dekontaminace olova ve statickém uspořádání. Provozní podmínky byly obdobné jako u dekontaminace mědi. Hlavní změnou bylo, že dekontaminace probíhala v jílovité půdě. Koncentrační profil olova při statickém uspořádání v jílovité půdě zobrazuje **Obr. 27**.

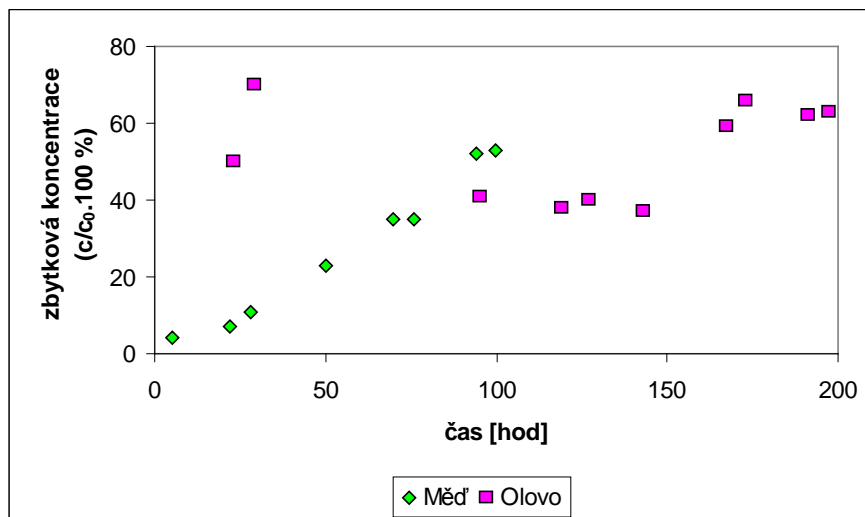


Obr. 27. Koncentrační profil olova při statickém uspořádání v jílovité půdě.

Průměrná počáteční koncentrace olova průlinové vody ve všech částech cely byla  $0,016 \text{ mol.l}^{-1}$ . Jak z **Obr. 27**. vyplývá, kationy olova nebyly silně sorbovány na jílovité půdní částice, a tak ihned po vložení stejnosměrného napětí docházelo k dekontaminaci půdy. Již v čase necelých 200 hodin po zahájení testu bylo olovo ve všech částech elektrokinetické cely odstraněno na koncentraci  $0,008 \text{ mol.l}^{-1}$  a nadále se koncentrace kontaminantu snižovala. K této rychlé dekontaminaci přispěla i vysoká počáteční hodnota proudu ( $0,06 \text{ A}$ ). Průběh dekontaminace olova v jílovité půdě vyjádřený v geografickém informačním systému je zobrazen v přílohách **P XXII** až **P XXXV**. Z těchto příloh je dobře viditelné, že ve všech časech jsou nejvyšší koncentrace olova ve středu mezi elektrodami, nikoliv u katody, jak tomu bylo v případě dekontaminace mědi. Stejný jev částečně dokládá i **Obr. 25**. při dynamickém uspořádání.

### 4.3 Účinnost dekontaminace

Z hodnot koncentrací kontaminantů v dynamickém uspořádání je prezentován **Obr. 28.**: Zbytkové koncentrace kontaminantů během experimentu. Z uvedeného obrázku je patrné, že v průběhu aplikace stejnosměrného napětí dochází k ustalování hodnot zbytkové koncentrace na konstantní úrovni. V případě mědi je zbytková koncentrace po 100 hodinách testu 53 % a u olova po 197 hodinách 63 %. Z toho vyplývá, že účinnost dekontaminace písčité, tedy dobře propustné půdy je 47 % pro měď a 37 % pro olovo. Ze srovnání těchto dvou hodnot je zřejmé, že za stejných provozních podmínek probíhá dekontaminace mědi s vyšší účinností. Z výše uvedených výsledků můžeme také usuzovat, že hodnoty účinností by byly větší při dekontaminaci jílovitě, tedy nízko propustné půdy.



Obr. 28. Zbytkové koncentrace kontaminantů během experimentu.

## ZÁVĚR

Cílem této práce bylo provést nevylepšenou a nekondiciovanou elektrokinetickou dekontaminaci těžkých kovů v různých horninových prostředích za použití elektrod na bázi geopolymeru.

V první části byla prováděna dekontaminace mědi a olova ve vysoce propustné půdě. V dynamickém uspořádání byla stanovena účinnost odstraňování 47 % u mědi a 37 % u olova, což jsou hodnoty srovnatelné s jiným nekondiciovanými testy. Je zřejmé, že u nízko propustné půdy by byly účinnosti odstraňování vyšší.

V druhé části byla provedena dekontaminace olova z nízko propustné půdy. Již do 200 hodin aplikace stejnosměrného napětí došlo k 50 % odstranění olova z půdy. Také proud dosahoval při konstantním vkládaném napětí vyšších hodnot v jílovitě půdě, což znamená, že dekontaminace nízko propustných půd je časově méně náročná a tedy nákladově efektivnější.

Ze získaných výsledků lze vyvodit závěr, že za stejných provozních podmínek dochází k vyšší účinnosti odstraňování mědi než olova, a že elektrody na bázi geopolymeru je možno použít pro elektrokinetickou dekontaminaci.

**SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY**

1. JIZBA, J.: *Metoda odstraňování těžkých kovů z půdy*. Časopis BIOM [online]. [cit. 2009-11-18]. Dostupné na WWW:  
<<http://stary.biom.cz/sborniky/sb95vana/jizba.html>>
2. PAILLAT, T., MOREAU, E., GRIMAUN, P.O., TOUCHARD, G.: *Electrokinetic Phenomena in Porous media Applied to Soil Decontamination*. Transaction on Dielectrics and Electrical Insulation. 2000. vol. 7, (5), pp. 693-704.
3. PARK, S.W., LEE, J.Y., YANG, J.S., KIM, K.J., BAEK, K.: *Electrokinetic remediation of contaminated soil with waste-lubricant oils and zinc*. Journal of Hazardous Materials. 2009. vol. 169, pp. 1168-1172.
4. SCHMID M.: *Anwendung der elektrokinetischen Phänomene zur Sanierung kontaminierter Böden*. LFU – Schriftenreihe. Heft 155, S. 83-89, München 1999.
5. ACAR, Y.B., ALSHAWABKEH, A.N.: *Principles of Electrokinetic Remediation*. Environ. Sci. Technol. 1993. vol. 27, (13), pp. 2638-2647.
6. VIRKUTYTE, J., SILLANPÄÄ, M., LATOSTENMAA, P.: *Electrokinetic soil remediation – critical overview*. Science of the Total Environment. 2002. vol. 289, pp. 97-121.
7. FERRI, V., FERRO, S., MARTINEZ-HUITLE, C.A., DE BATTISTI, A.: *Electrokinetic extraction of surfactant and heavy metals from sewage sludge*. Electrochimica Acta. 2009. vol. 54, pp. 2108-2118.
8. ACAR, Y.B., GALE, R.J., ALSHAWABKEH, A.N., MARKS, R.E., PUPPALA, S., BRICKA, M., PARKER, R.: *Electrokinetic remediation: Basics and technology status*. Journal of Hazardous Materials. 1995. vol. 40, pp. 117-137.
9. RUTIGLIANO, L., FINO, D., SARACCO, G., SPECCHIA, V., SPINELLI, P.: *Electrokinetic remediation of soil contaminated with heavy metals*. J Appl Electrochem. 2008. vol. 38, pp. 1035-1041.
10. KOLEKTIV AUTORŮ: *Kompendium sanačních technologií*. (Editor: Matějů, V.), 1. vyd., Vodní zdroje Ekomonitor s. r. o., Chrudim. 2006. ISBN 80-86832-15-5.

11. HAMNETT, R.: *A study of the processes involved in the electro-reclamation of contaminated soil*. Dissertation, University of Manchester, 1980.
12. GROLIMUND, D., BORKOVEC, M., BARTMETLER, K., STICHER, H.: *Colloid facilitated transport of strongly sorbing contaminants in natural porous media: a laboratory column study*. Environ. Sci. Technol. 1996. vol. 30, (10), pp. 3118-3123.
13. ALLOWAY, B.J.: *Heavy metals in soil*. Wiley: New York. 1992.
14. PUPPALA, S.K., ALSHAWABKEH, A.N., ACAR, Y.B., GALE, R.J., BRICKA, M.: *Enhanced electrokinetic remediation of high sorption capacity soil*. Journal of Hazardous Materials. 1997. vol. 44, pp. 203-220.
15. KIM, D.H., JEON, CH. S., BAEK, K., KO, S.H., YANG, J.S.: *Electrokinetic remediation of fluorine-contaminated soil: Conditioning of anolyte*. Journal of Hazardous Materials. 2009. vol. 161, pp. 565-569.
16. ACAR, Y.B. et al. : *An Investigation of Selected Enhancement Techniques in Electrokinetic Remediation*. Report presented to U.S. Army Waterways Experiment Station, Electrokinetics Inc.: Baton Rouge, L.A, 1993.
17. KIM, D.H., RYU, B.G., PARK, S.W., SEO, CH.I., BAEK, K.: *Electrokinetic remediation of Zn and Ni-contaminated soil*. Journal of Hazardous Materials. 2009. vol. 165, pp. 501-505.
18. ZHOU, D.M., DENG, CH.F., CANG, L. ALSHAWABKEH, A.N.: *Electrokinetic remediation of a Cu-Zn contaminated red soil by controlling the voltage and conditioning catholyte pH*. Chemosphere. 2005. vol. 61, pp. 519-527.
19. BUCHIREDDY, P.R., BRICKA, R.M., GENT, D.B.: *Electrokinetic remediation of wood preservative contaminated soil containing cooper, chromium, and arsenic*. Journal of Hazardous Materials. 2009. vol. 162, pp. 490-497.
20. ALTIN, A., DEGIRMENCI, M.: *Lead (II) removal from natural soil by enhanced electrokinetic remediation*. Science of the Total Environment. 2005. vol. 337, pp. 1-10.



21. POPOV, K., GLAZKOVA, I., YACHMENEV, V., NIKOLAYEV, A.: *Electrokinetic remediation of concrete: Effect of chelating agents*. Environmental Pollution. 2008. vol. 153, pp. 22-28.
22. YUAN, CH., WENG, CH.H.: *Electrokinetic enhancement removal of heavy metals from industrial wastewater sludge*. Chemosphere. 2006. vol. 65, pp. 88-96.
23. HO, S.V., ATHMER, CH., SHERIDAN, P.W., HUGHES, B.M., ORTH, R., MCKENZIE, D., BRODSKY, P.H., SHAPIRO, A., THORNTON, R., SALVO, J., SCHULTZ, D., LANDIS, R., GRIFFITH, R., SHOEMAKER, S.: *The Lasagna Technology for In Situ Soil Remediation. 1 Small Field Test*. Environ. Sci. Technol. 1999. vol. 33, (7), pp. 1086-1091.
24. YANG, S., ZHENG, Z., CHEN, J., LU, X.: Use of solar cell in electrokinetic remediation of cadmium-contaminated soil. Journal of Hazardous Materials. 2009. vol. 162, pp. 1538-1587.
25. PHAN, T.D., SHRESTHA, R.A., VIRKUTYTE, J., SILLANPÄÄ, M.: *Combined ultrasonication and electrokinetic remediation for persistent organic removal from contaminated kaolin*. Electrochimica Acta. 2009. vol. 54, pp. 1403-1407.
26. TRAINA, G., FERRO, S., DE BATTISTI, A.: *Electrokinetic stabilization as a reclamation tool for waste materials polluted by both salts and heavy metals*. Chemosphere. 2009. vol. 75, pp. 819-824.
27. ABDELWAHAB, O., AMIN, N.K., EL-ASHTOUKHY, E-S.S.: *Electrochemical removal of phenol iol refinery wastewater*. Journal of Hazardous Materials. 2009. vol. 163, pp. 711-716.
28. UNIVERSITY WUHAN OF TECHNOLOGY. *Geopolymer-based composite bipolar plate for proton exchange membrane fuel cell, and its manufacture*. Deviser: WANG, FAZHOU; SHEN, CHUNHUI; ZHANG, YUNSHENG; DING, QINGJUN; HU, SHUGUANG. Int. C1: H01M 8/02 (2006.01). Peop. Rep. China. CN 101051691. 2007-10-10.

**SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK**

A	absorbance
$c(\text{Cu})$	koncentrace mědi
$c(\text{Pb})$	koncentrace olova
EDTA	Ethylendiamintetraoctová kyselina
GIS	Geografický informační systém
PAHs	Polycyklické aromatické uhlovodíky
PAL	Povrchově aktivní látky
POPs	Perzistentní organické polutanty
SDS	Dodecylsulfát sodný
t	čas
v	variabilní vzdálenost mezi elektrodami
XRF	Rentgenová fluorescence
$\lambda$	vlnová délka

**SEZNAM OBRÁZKŮ**

Obr. 1. Schéma uspořádání elektrokinetické dekontaminace. ....	12
Obr. 2. Transport produktů elektrolýzy ( $H^+/OH^-$ ), autoionizace vody poblíž katody, elektrodepozice na katodě, vysrážení hydroxidů a elektromigrace iontů. ....	16
Obr. 3. Elektrická dvojrstva. ....	17
Obr. 4. Schéma elektroosmotického transportu [8]. ....	18
Obr. 5. Schéma elektroforézy záporně nabitých částic [8]. ....	19
Obr. 6. Více anodový systém. ....	22
Obr. 7. Elektrokinetická cela s kationtovou selektivní membránou. ....	24
Obr. 8. Elektrokinetická cela s anodovým keramickým obalem. ....	25
Obr. 9. Horizontální Lasagna uspořádání. ....	26
Obr. 10. Vertikální Lasagna uspořádání. ....	27
Obr. 11. Elektrokinetická bioremediace. ....	28
Obr. 12. Schéma experimentálního uspořádání. ....	30
Obr. 13. Schéma elektrokinetické stabilizace popela. ....	31
Obr. 14. Uspořádání elektrokoagulace. ....	32
Obr. 15. Schéma horizontální elektrokinetické cely, kde $v$ značí variabilní vzdálenost mezi elektrodami. ....	35
Obr. 16. UV-VIS spektrum síranu měďnatého. ....	36
Obr. 17. Křivka kalibrace pro stanovení obsahu mědi pomocí metody UV-VIS spektrometrie. ....	36
Obr. 18. Schéma statického uspořádání. ....	37
Obr. 19. Půdorys cely s naznačenými odběrovými místy. ....	37
Obr. 20. Schéma dynamického uspořádání. ....	38
Obr. 21. Kalibrační křivka pro stanovení obsahu olova metodou XRF. ....	39
Obr. 22. Koncentrační profil mědi při statickém uspořádání v písčité půdě. ....	40
Obr. 23. Koncentrační profil mědi při dynamickém uspořádání v písčité půdě. ....	41
Obr. 24. Průběh koncentrace mědi na přítoku a odtoku z elektrokinetické cely. ....	42
Obr. 25. Koncentrační profil olova při dynamickém uspořádání v písčité půdě. ....	43
Obr. 26. Průběh koncentrace olova na přítoku a odtoku z elektrokinetické cely. ....	43
Obr. 27. Koncentrační profil olova při statickém uspořádání v jílovitě půdě. ....	44
Obr. 28. Zbytkové koncentrace kontaminantů během experimentu. ....	45

**SEZNAM PŘÍLOH**

- P I Průběh elektrokinetické dekontaminace mědi ve statickém uspořádání v čase 24 hodin
- P II Průběh elektrokinetické dekontaminace mědi ve statickém uspořádání v čase 96 hodin
- P III Průběh elektrokinetické dekontaminace mědi ve statickém uspořádání v čase 144 hodin
- P IV Průběh elektrokinetické dekontaminace mědi ve statickém uspořádání v čase 168 hodin
- P V Průběh elektrokinetické dekontaminace mědi v dynamickém uspořádání v čase 5 hodin
- P VI Průběh elektrokinetické dekontaminace mědi v dynamickém uspořádání v čase 22 hodin
- P VII Průběh elektrokinetické dekontaminace mědi v dynamickém uspořádání v čase 28 hodin
- P VIII Průběh elektrokinetické dekontaminace mědi v dynamickém uspořádání v čase 50 hodin
- P IX Průběh elektrokinetické dekontaminace mědi v dynamickém uspořádání v čase 70 hodin
- P X Průběh elektrokinetické dekontaminace mědi v dynamickém uspořádání v čase 94 hodin
- P XI Průběh elektrokinetické dekontaminace mědi v dynamickém uspořádání v čase 100 hodin
- P XII Průběh elektrokinetické dekontaminace olova v dynamickém uspořádání v čase 23 hodin
- P XIII Průběh elektrokinetické dekontaminace olova v dynamickém uspořádání v čase 29 hodin

- P XIV Průběh elektrokinetické dekontaminace olova v dynamickém uspořádání v čase 94 hodin
- P XV Průběh elektrokinetické dekontaminace olova v dynamickém uspořádání v čase 119 hodin
- P XVI Průběh elektrokinetické dekontaminace olova v dynamickém uspořádání v čase 127 hodin
- P XVII Průběh elektrokinetické dekontaminace olova v dynamickém uspořádání v čase 143 hodin
- P XVIII Průběh elektrokinetické dekontaminace olova v dynamickém uspořádání v čase 167 hodin
- P XIX Průběh elektrokinetické dekontaminace olova v dynamickém uspořádání v čase 173 hodin
- P XX Průběh elektrokinetické dekontaminace olova v dynamickém uspořádání v čase 191 hodin
- P XXI Průběh elektrokinetické dekontaminace olova v dynamickém uspořádání v čase 197 hodin
- P XXII Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 0 hodin
- P XXIII Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 16 hodin
- P XXIV Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 23 hodin
- P XXV Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 40 hodin
- P XXVI Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 47 hodin
- P XXVII Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 112 hodin

- P XXVIII Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 117 hodin
- P XXIX Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 143 hodin
- P XXX Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 168 hodin
- P XXXI Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 184 hodin
- P XXXII Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 497 hodin
- P XXXIII Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 545 hodin
- P XXXIV Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 617 hodin
- P XXXV Průběh elektrokinetické dekontaminace olova ve statickém uspořádání v čase 665 hodin

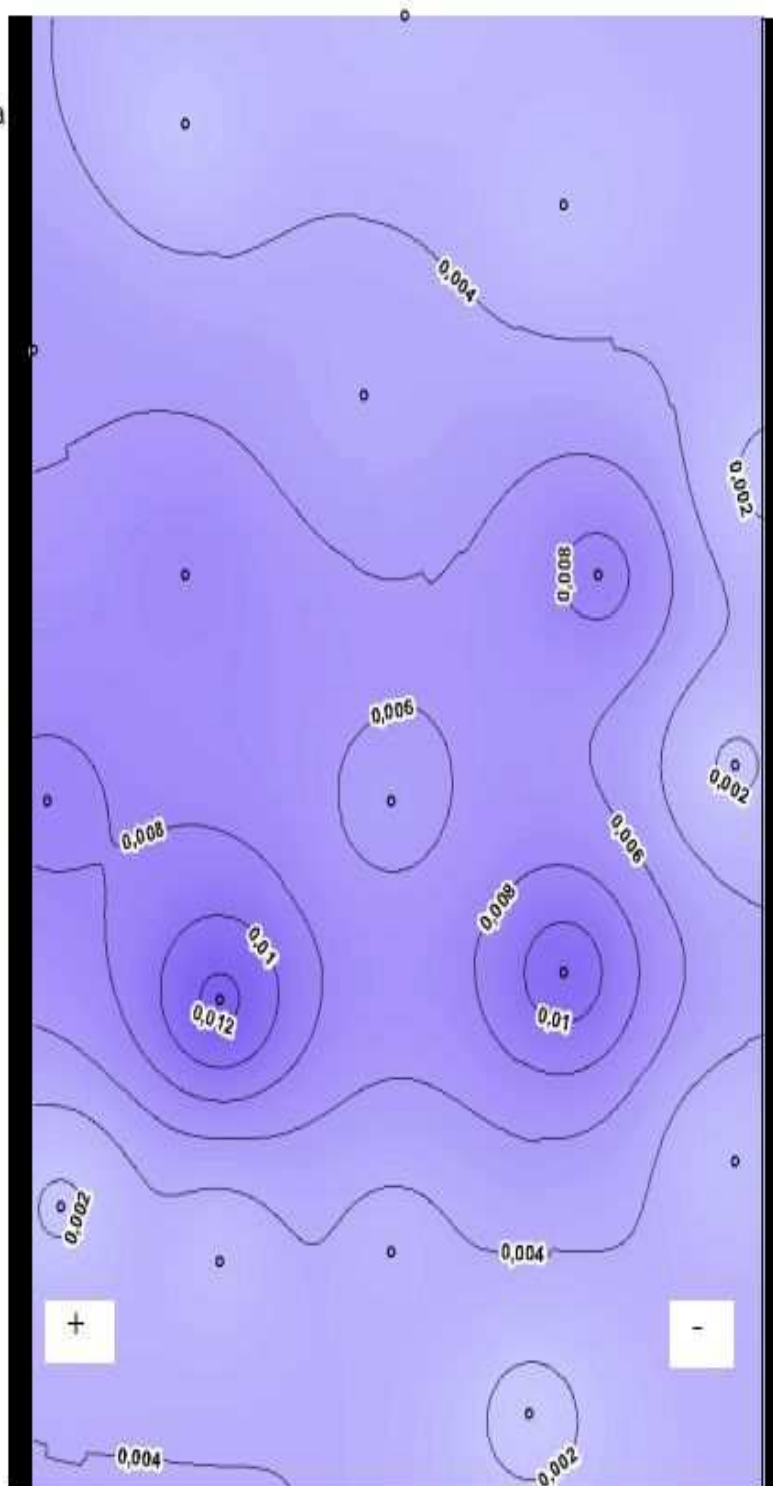
# PŘÍLOHA P I: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE MĚDI VE STATICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE 24 HODIN

## Legenda

○ Odběrová místa

t24 [hod]

c(Cu) [mol/l]



# PŘÍLOHA P II: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE MĚDI VE STATICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE 96 HODIN

## Legenda

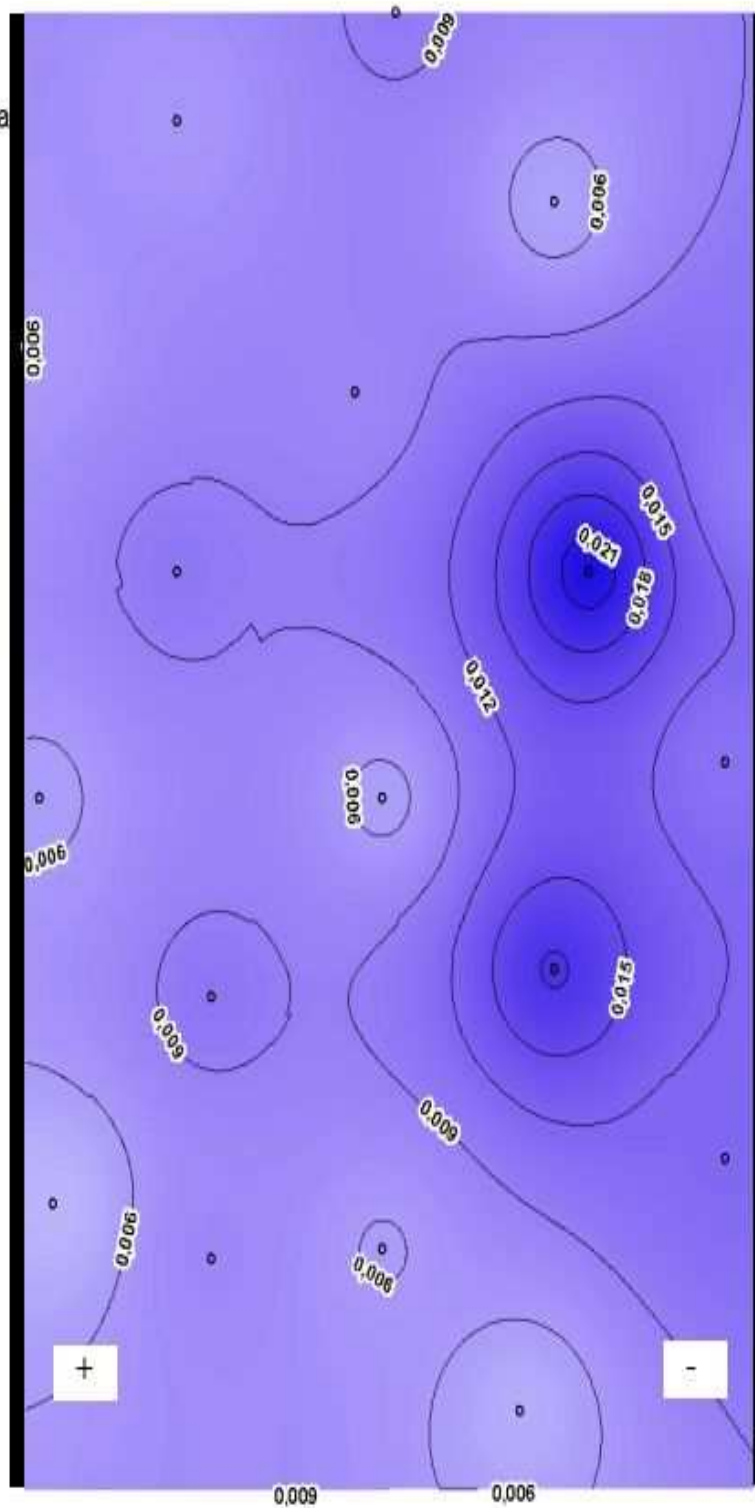
○ Odběrová místa

$c(\text{Cu})$  [mol/l]

High : 0,023

Low : 0,001

$t_{96}$  [hod]





**PŘÍLOHA P III: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE MĚDI VE STATICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE  
144 HODIN**

**Legenda**

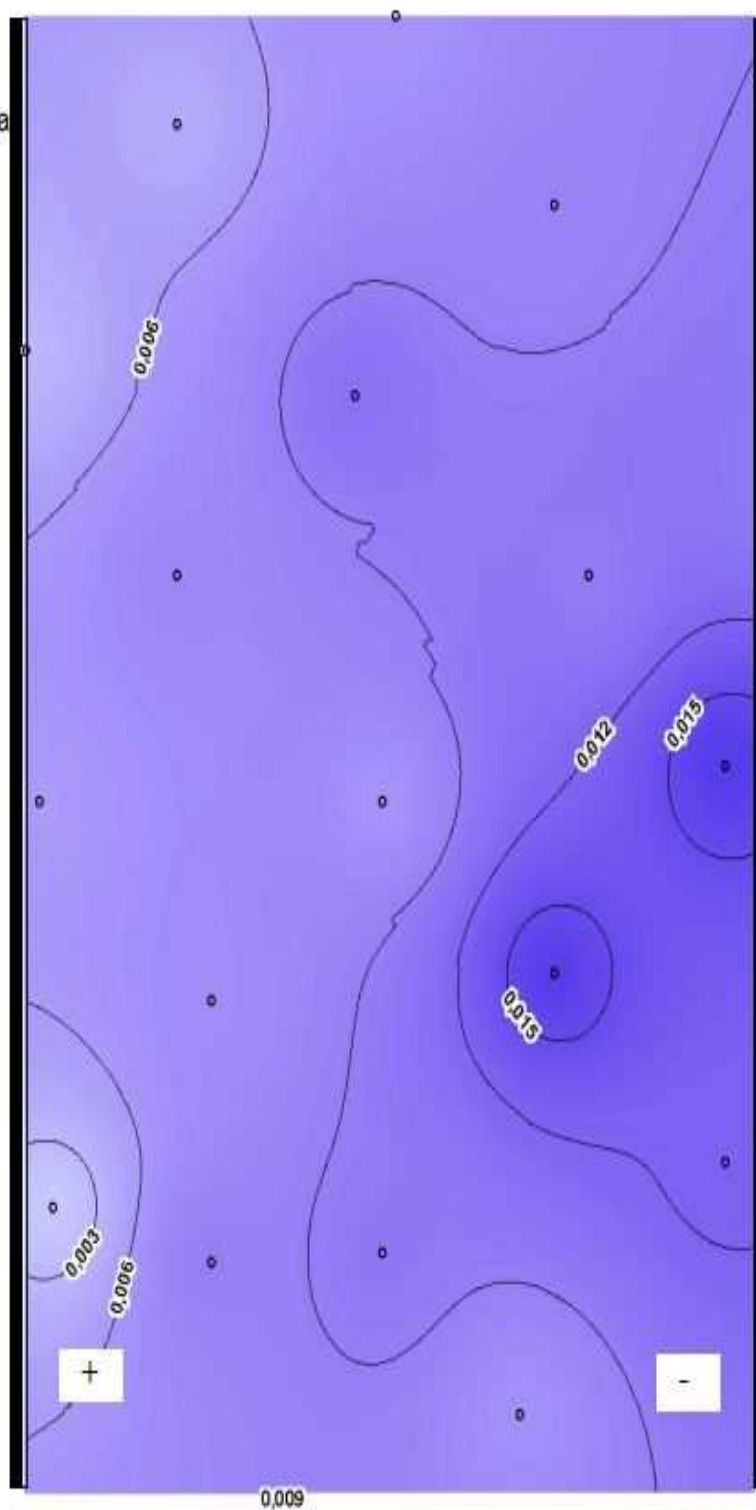
◦ Odběrová místa

**c(Cu) [mol/l]**

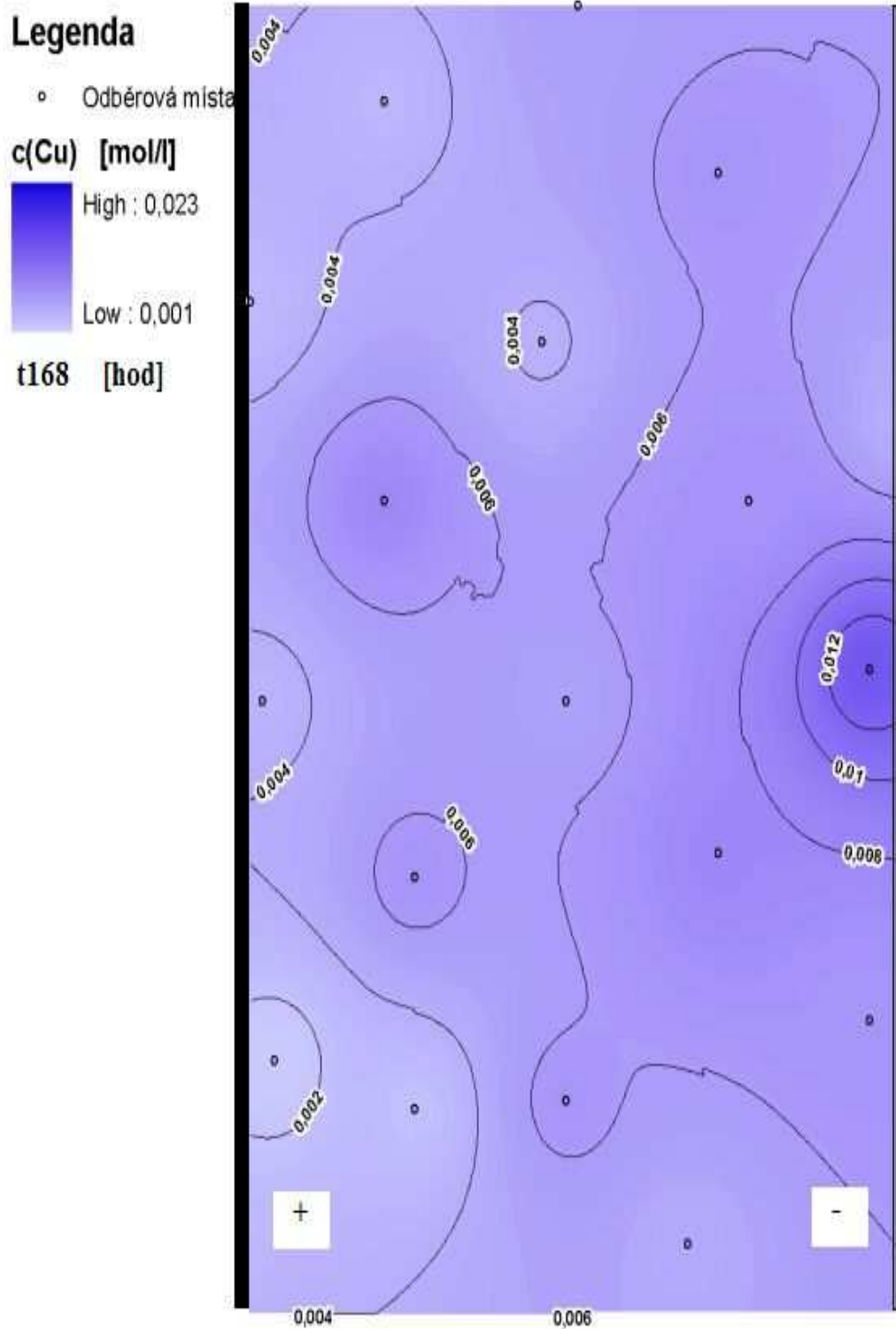
High : 0,023

Low : 0,001

**t144 [hod]**



# PŘÍLOHA P IV: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE MĚDI VE STATICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE 168 HODIN



**PŘÍLOHA P V: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE MĚDI V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE  
5 HODIN**

**Legenda**

◦ Odběrová místa  
t5 [hod]

**c(Cu) [mol/l]**



**PŘÍLOHA P VI: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE MĚDI V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE  
22 HODIN**

**Legenda**

◦ Odběrová místa

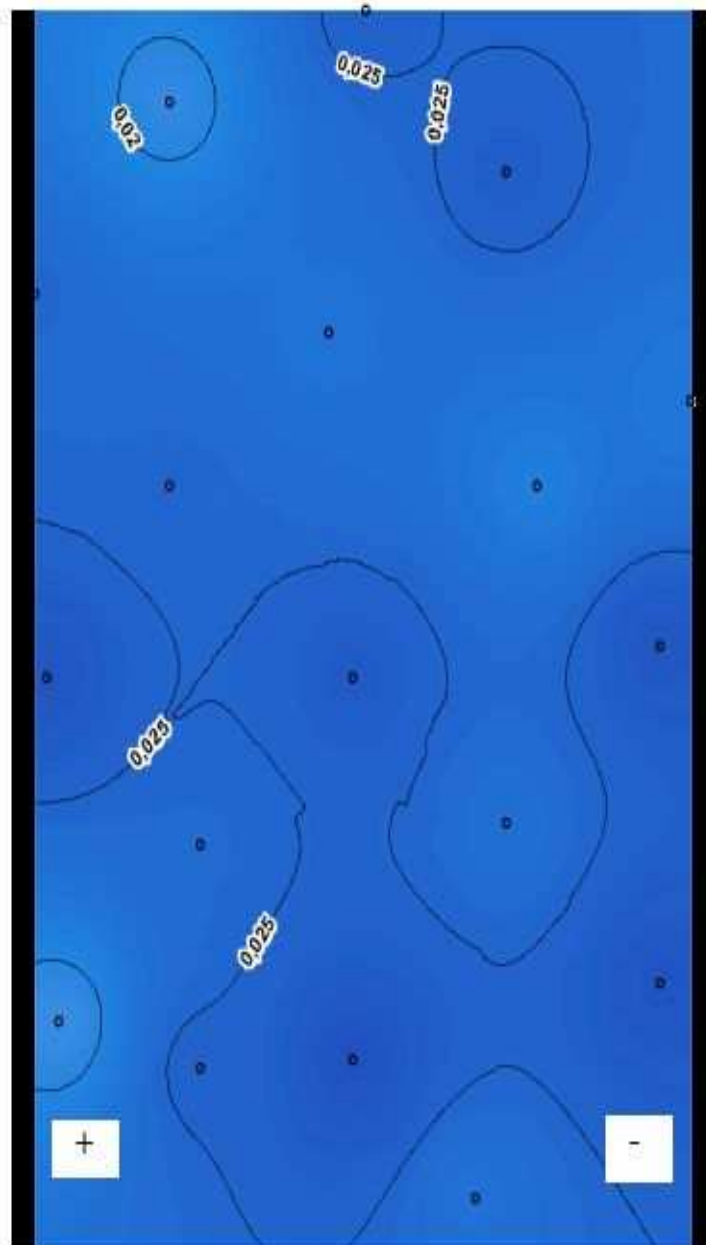
**c(Cu) [mol/l]**



High : 0,04

Low : 0,001

t22 [hod]



**PŘÍLOHA P VII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE MĚDI V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE  
28 HODIN**

**Legenda**

◦ Odběrová místa

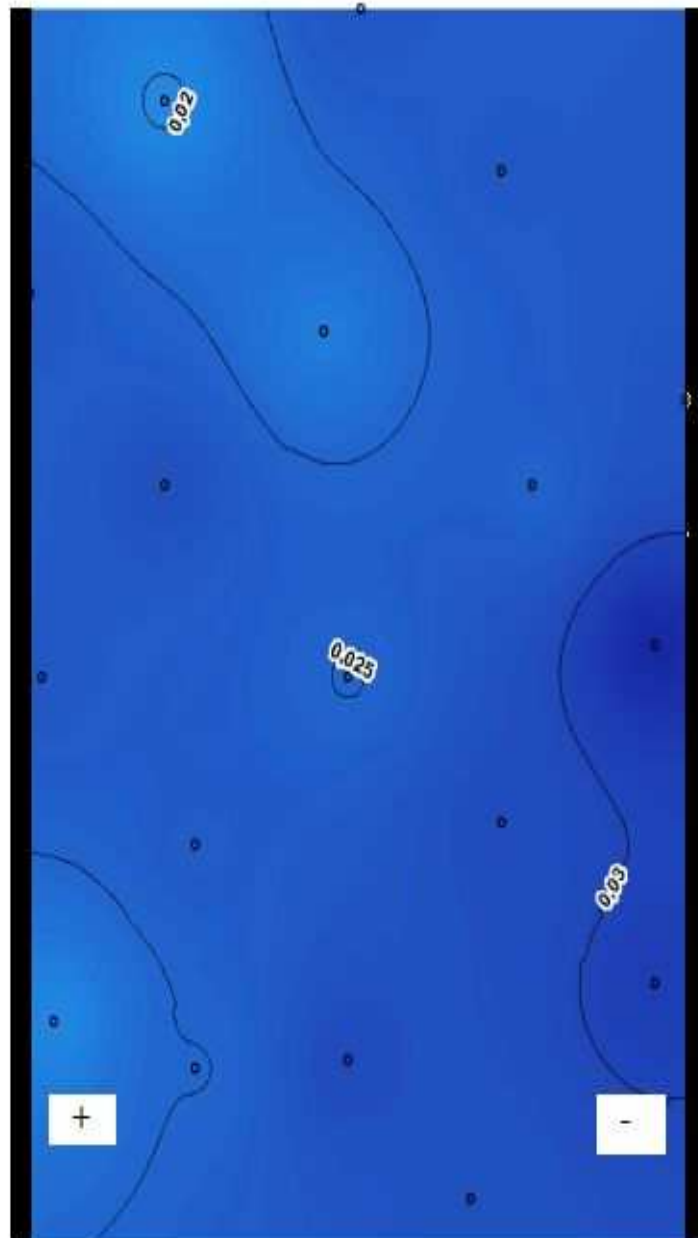
**c(Cu) [mol/l]**



High : 0,04

Low : 0,001

**t28 [hod]**



**PŘÍLOHA P VIII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE MĚDI V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE  
50 HODIN**

**Legenda**

○ Odběrová místa

**c(Cu) [mol/l]**



High : 0,040

Low : 0,001

**t50 [hod]**



**PŘÍLOHA P IX: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE MĚDI V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE  
70 HODIN**

**Legenda**

◦ Odběrová místa

**c(Cu) [mol/l]**

High : 0,040

Low : 0,001

**t70 [hod]**



**PŘÍLOHA P X: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE MĚDI V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE  
94 HODIN**

**Legenda**

◦ Odběrová místa

**c(Cu) [mol/l]**



High : 0,040

Low : 0,001

t94 [hod]





**PŘÍLOHA P XI: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE MĚDI V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE  
100 HODIN**

**Legenda**

◦ Odběrová místa

**c(Cu) [mol/l]**



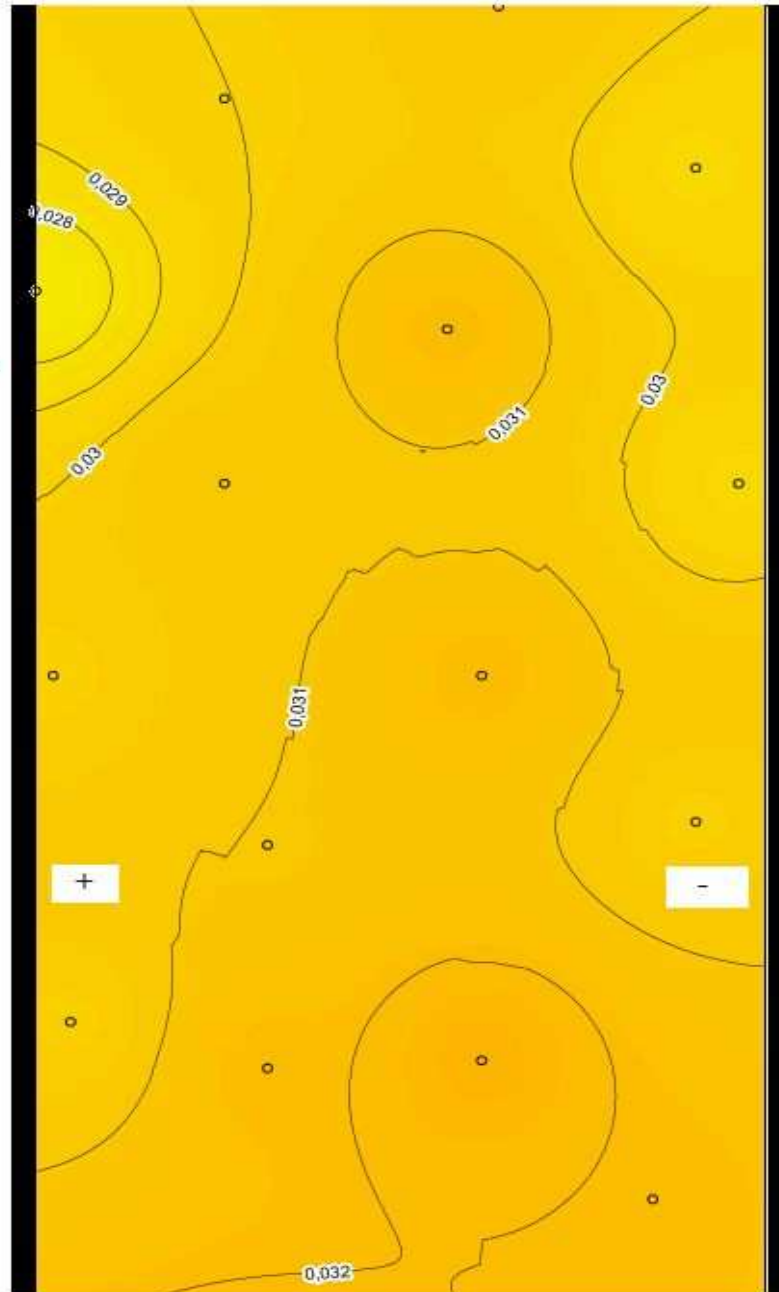
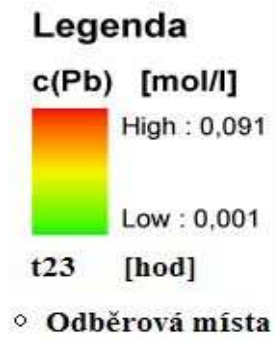
High : 0,040

Low : 0,001

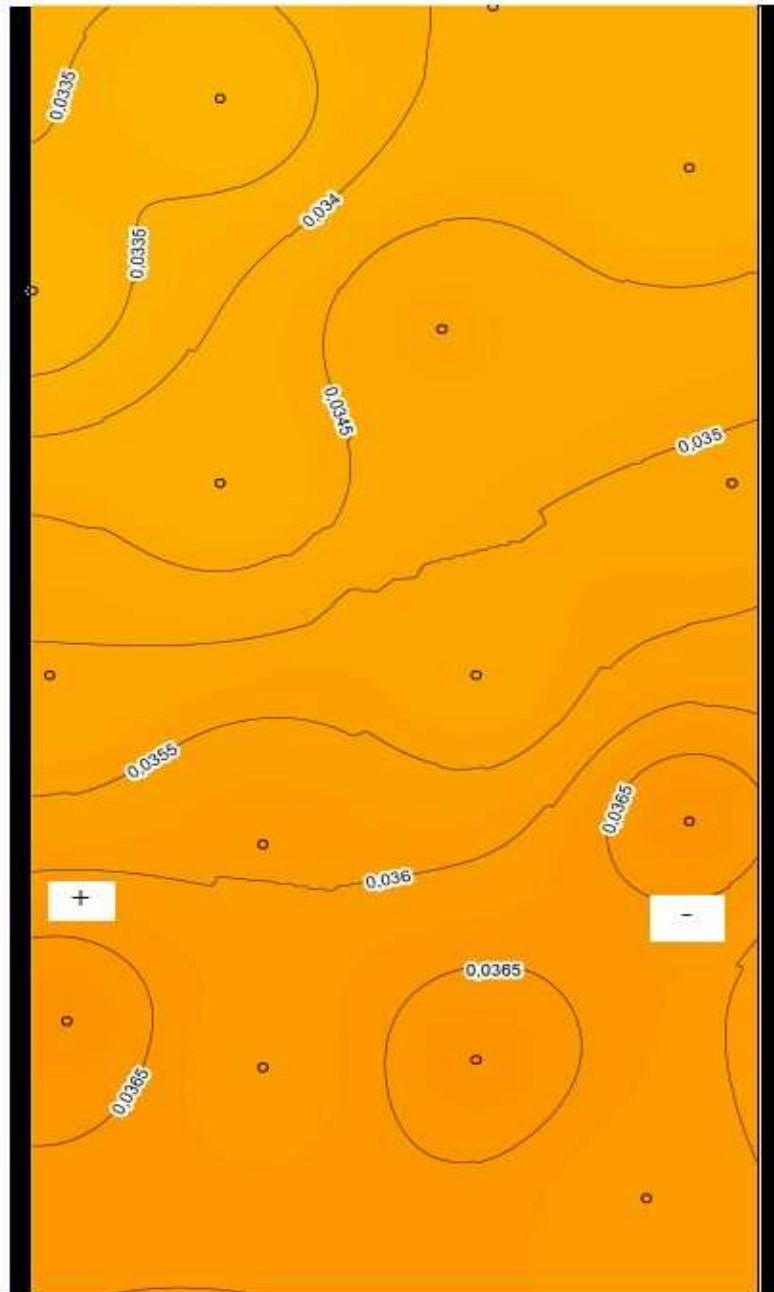
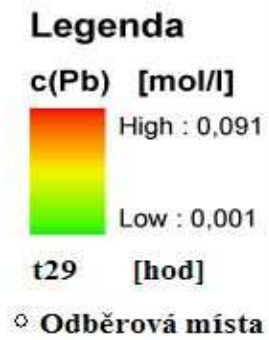
**t100 [hod]**



**PŘÍLOHA P XII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 23 HODIN**

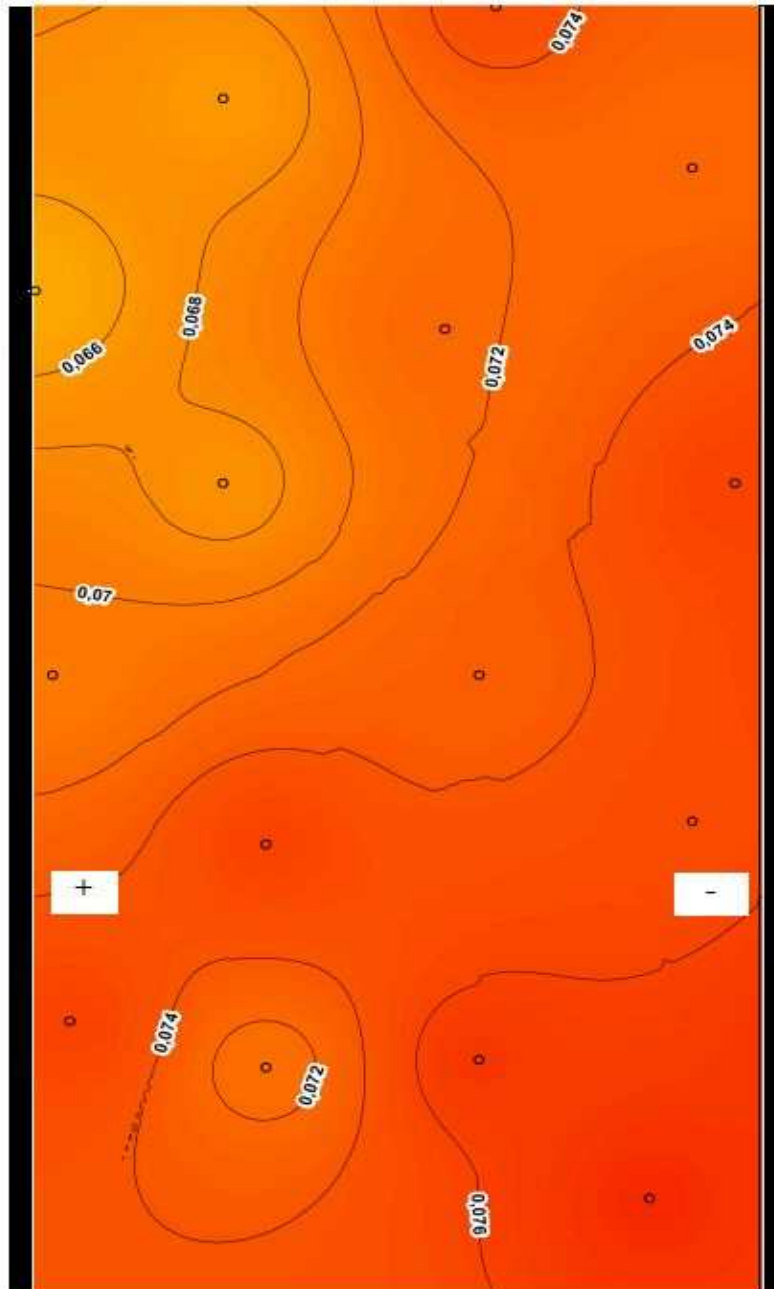
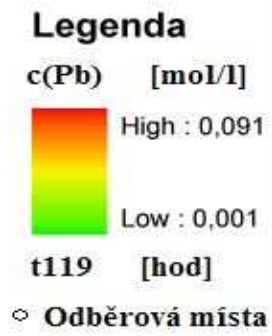


**PŘÍLOHA P XIII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 29 HODIN**

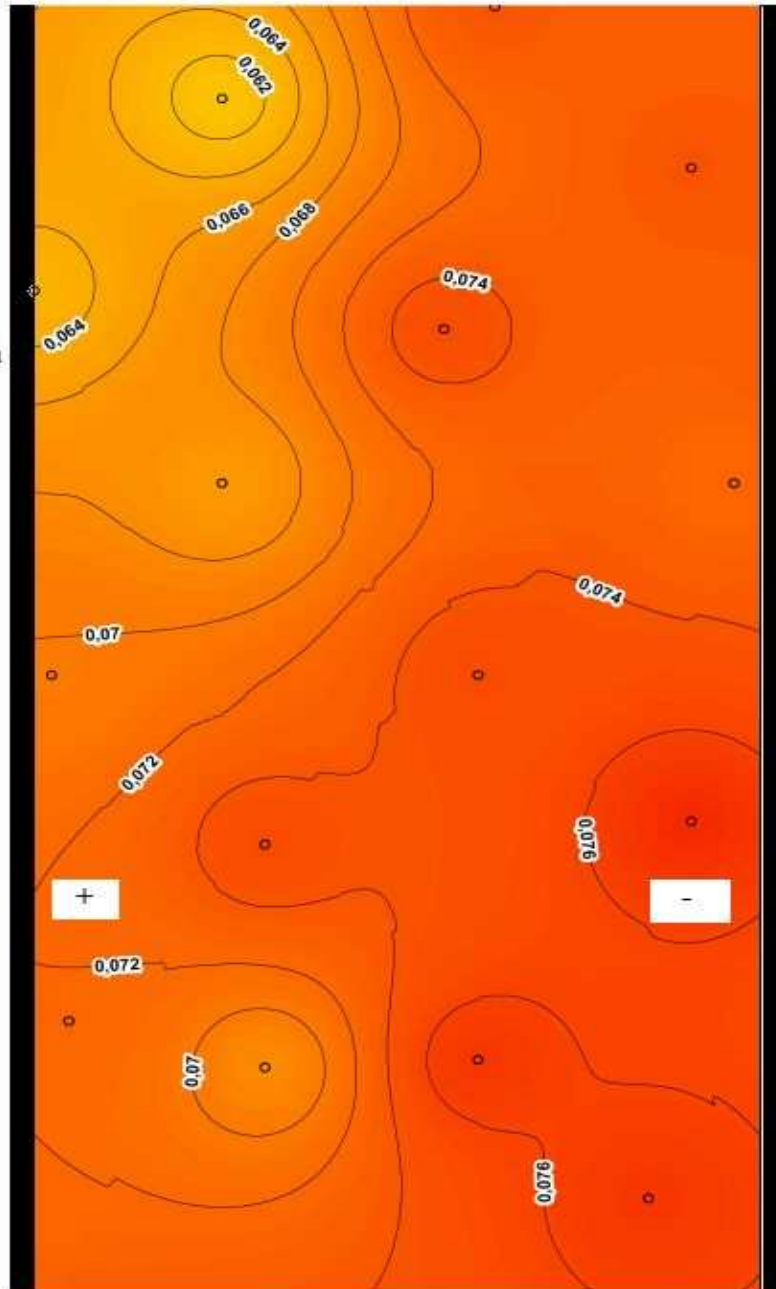
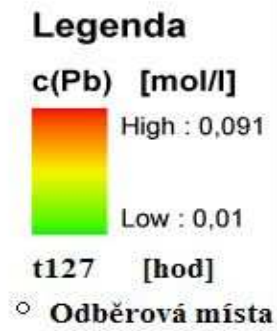




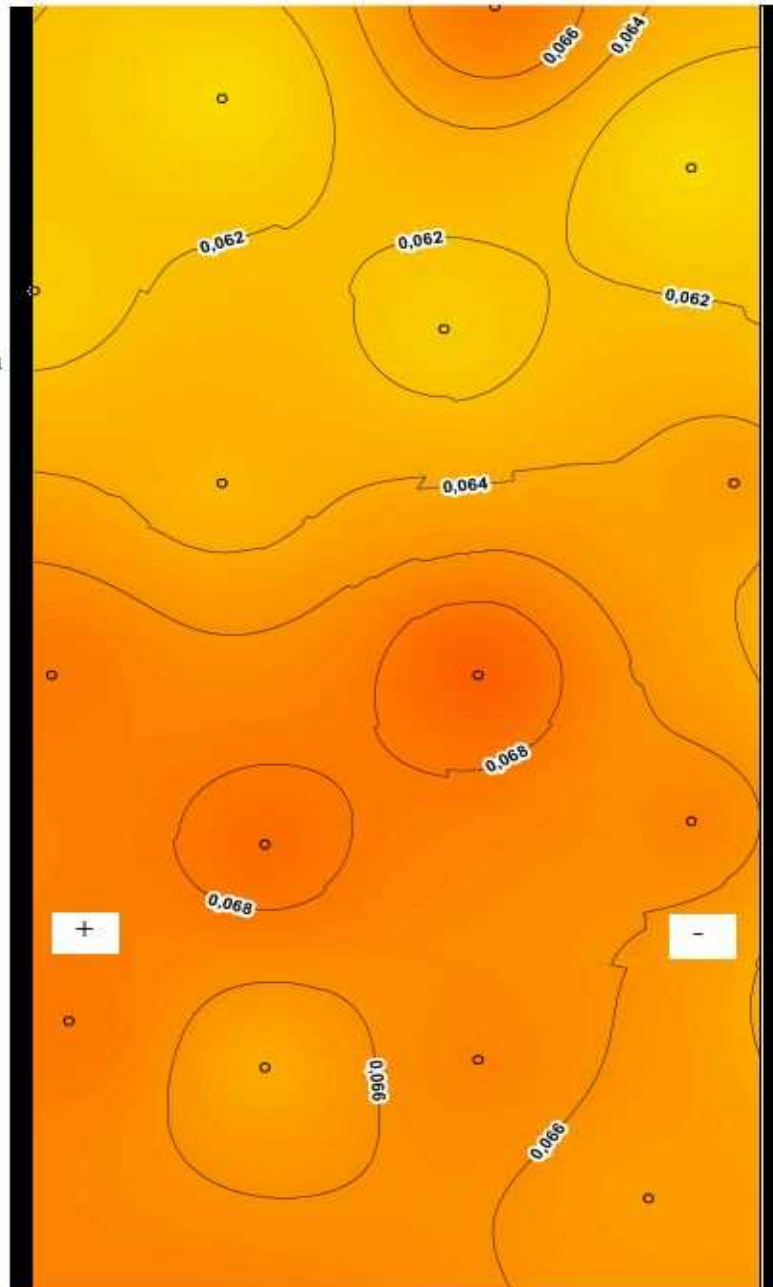
**PŘÍLOHA P XV: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 119 HODIN**



# PŘÍLOHA P XVI: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE 127 HODIN



**PŘÍLOHA P XVII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 143 HODIN**



**PŘÍLOHA P XVIII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 167 HODIN**



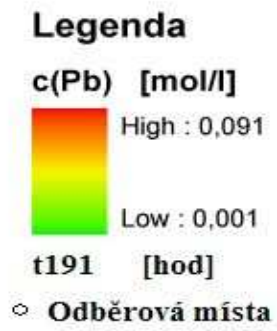


# PŘÍLOHA P XIX: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE 173 HODIN

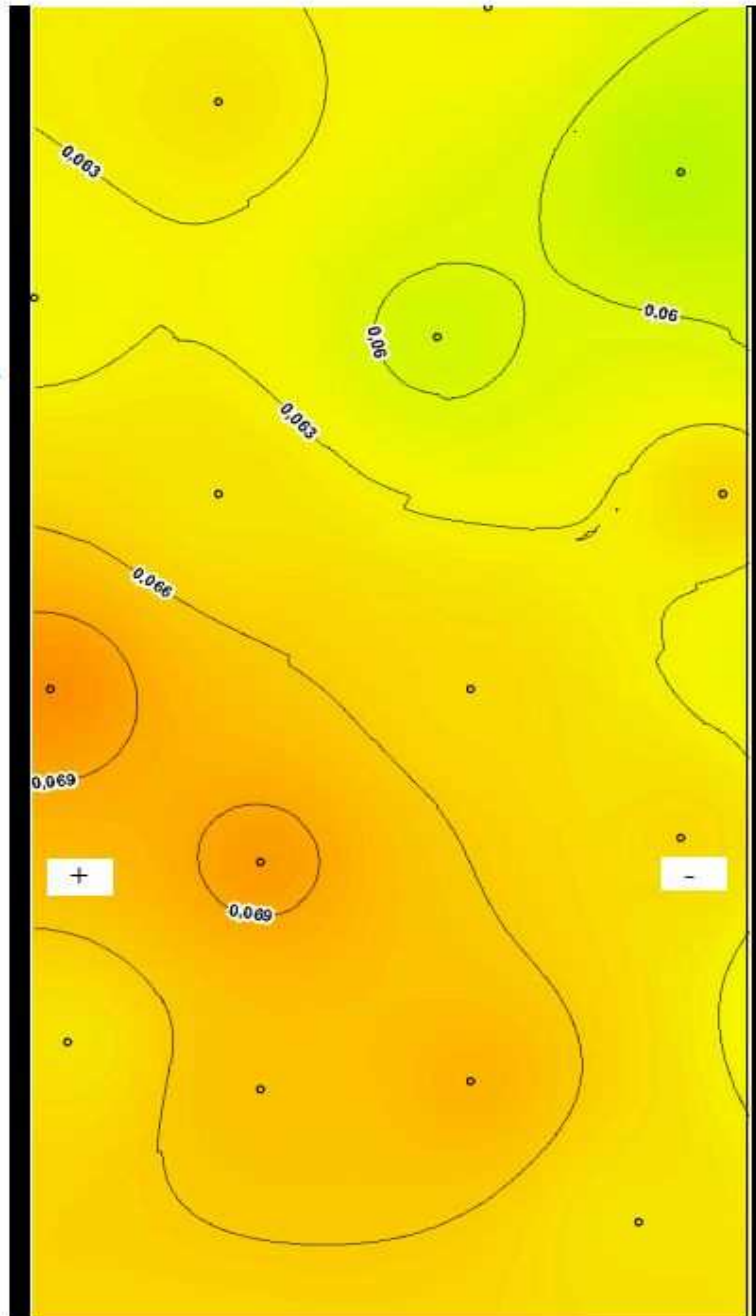
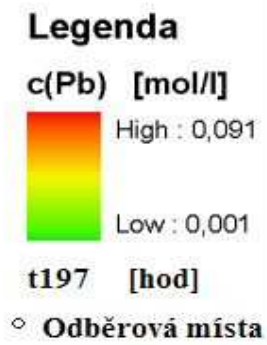
**Legenda**  
c(Pb) [mol/l]  
High : 0,091  
Low : 0,001  
t173 [hod]  
○ Odběrová místa



**PŘÍLOHA P XX: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 191 HODIN**



**PŘÍLOHA P XXI: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 197 HODIN**



**PŘÍLOHA P XXII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA VE STATICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 0 HODIN**

**Legenda**

**c(Pb) [mol/l]**

High : 0,020000

Low : 0,002000

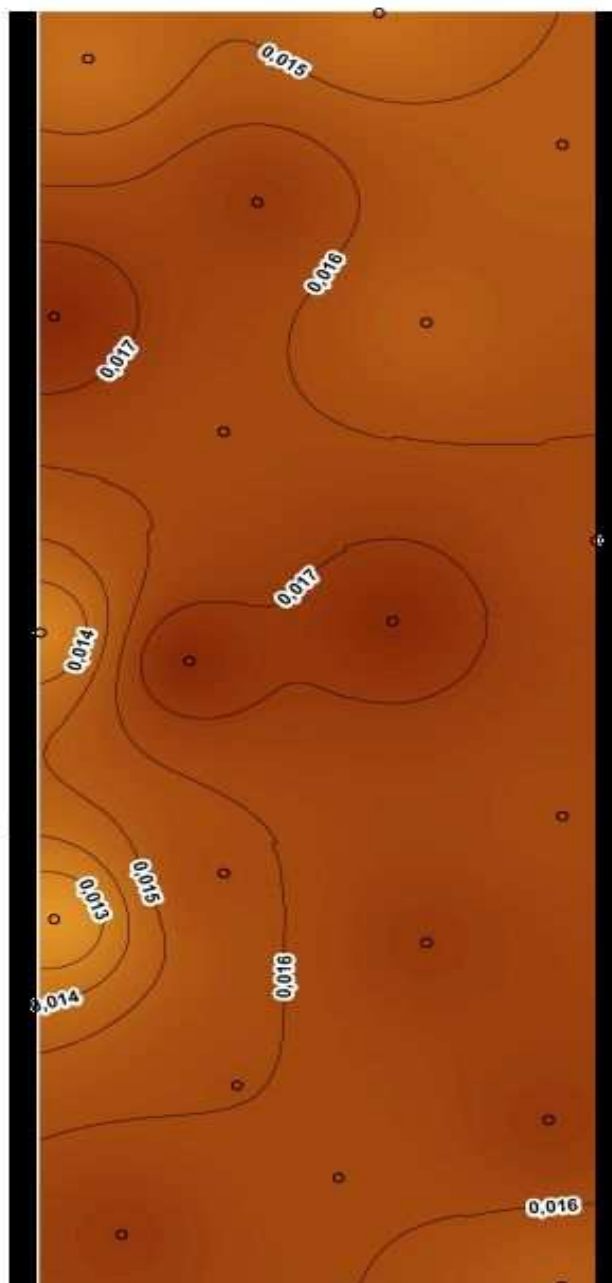
Low : 0,002000

**t0 [hod]**

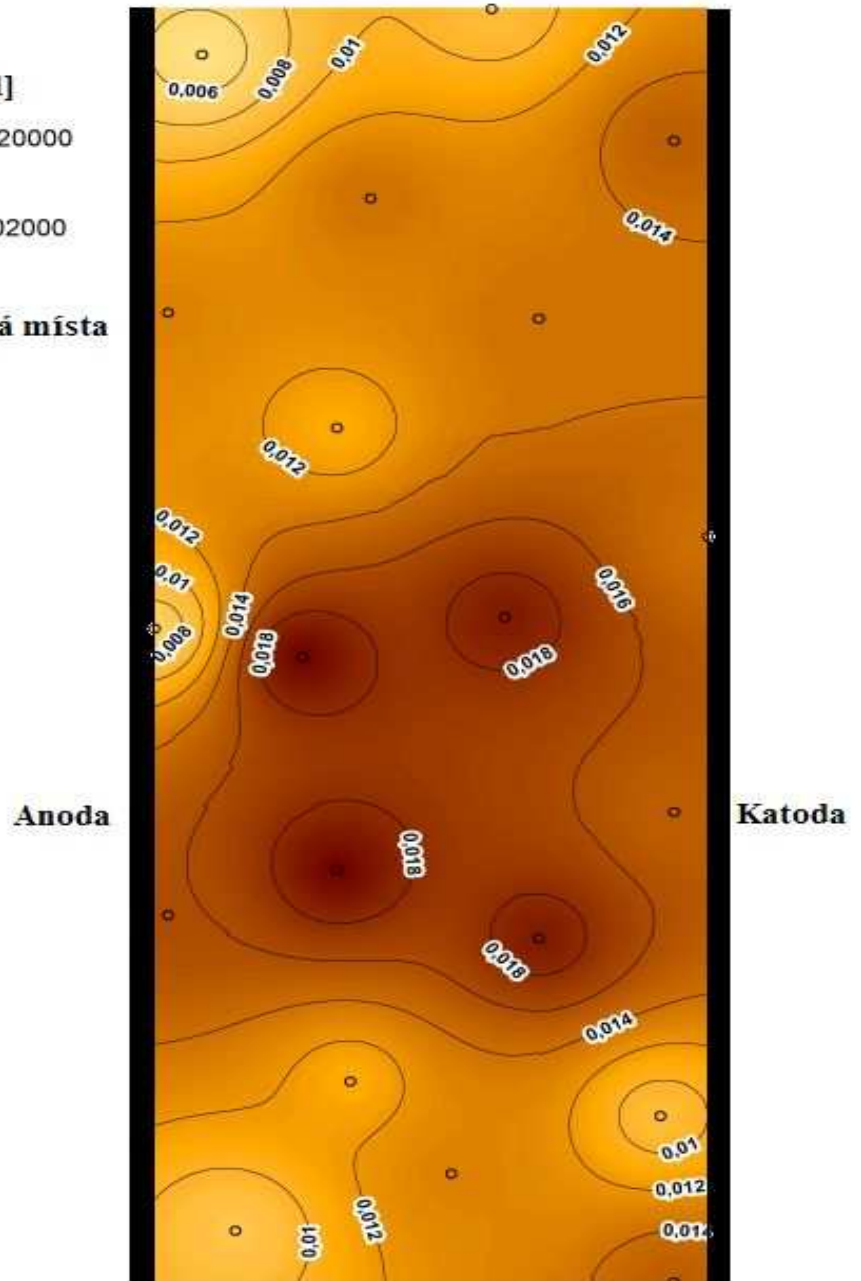
○ Odběrová místa

Anoda

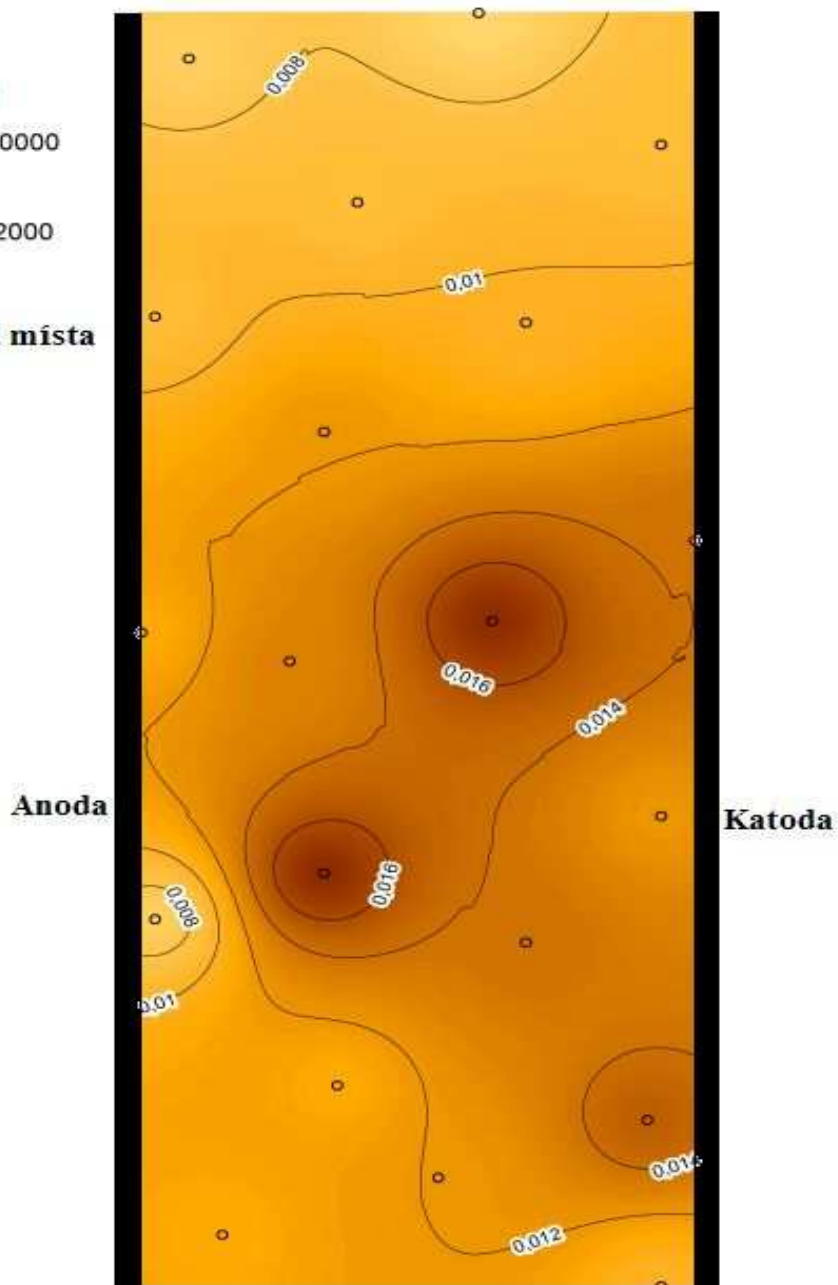
Katoda



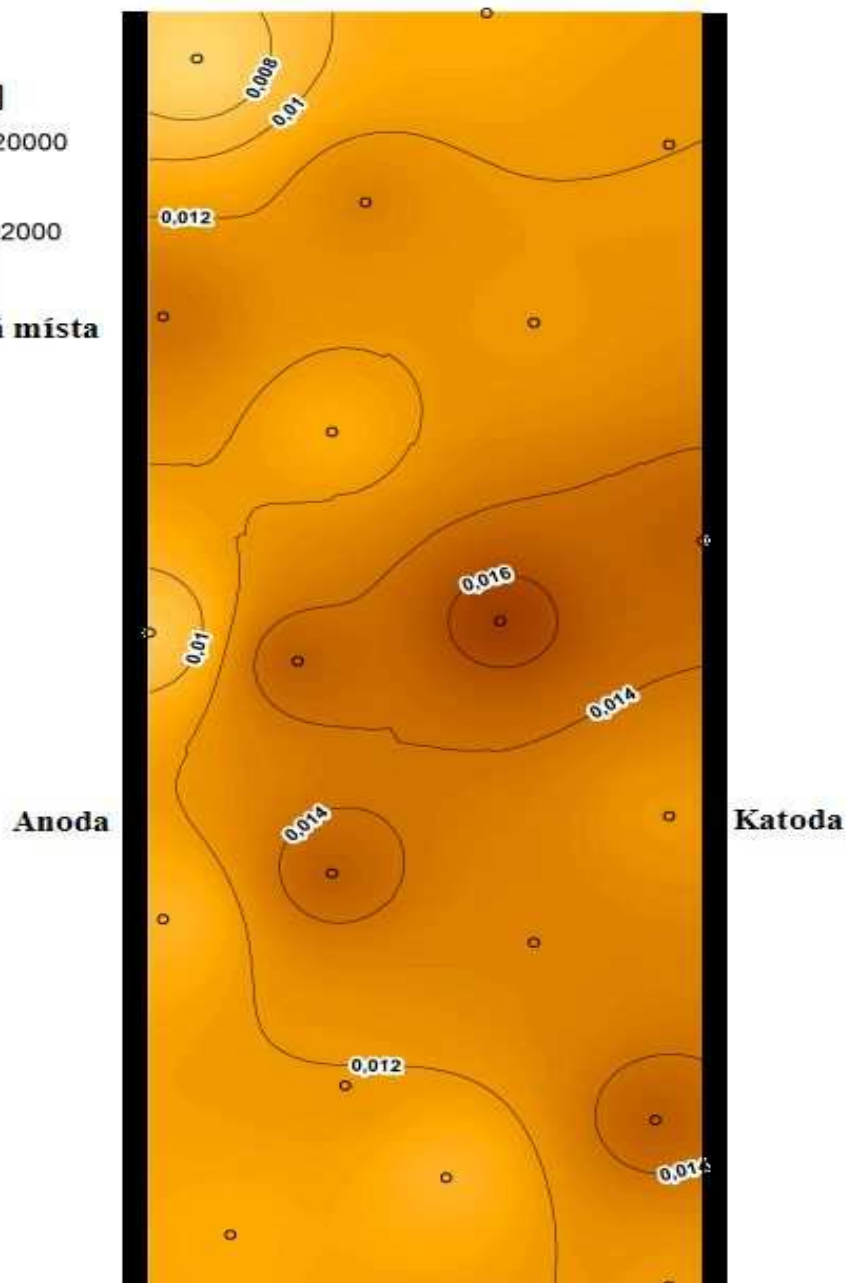
**PŘÍLOHA P XXIII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 16 HODIN**



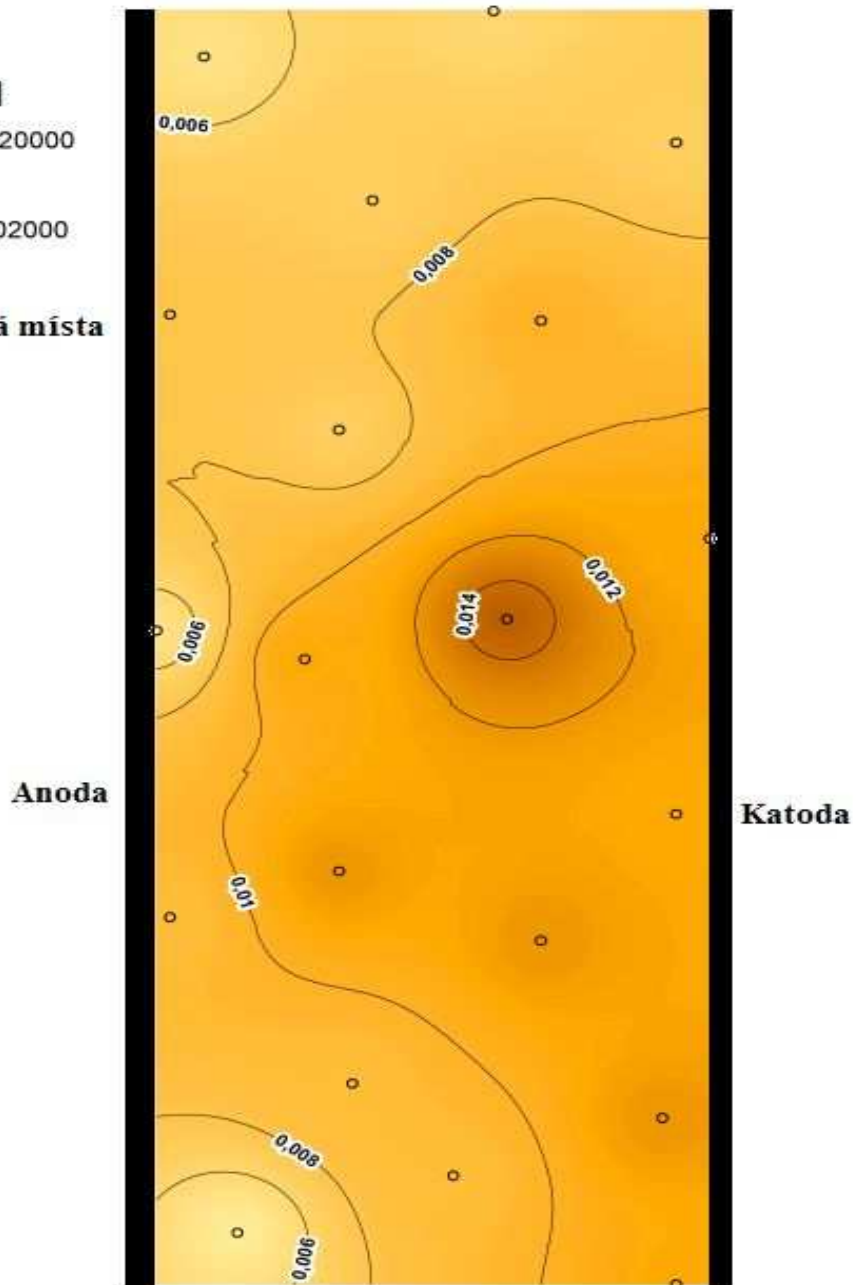
# PŘÍLOHA P XXIV: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE 23 HODIN



**PŘÍLOHA P XXV: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 40 HODIN**

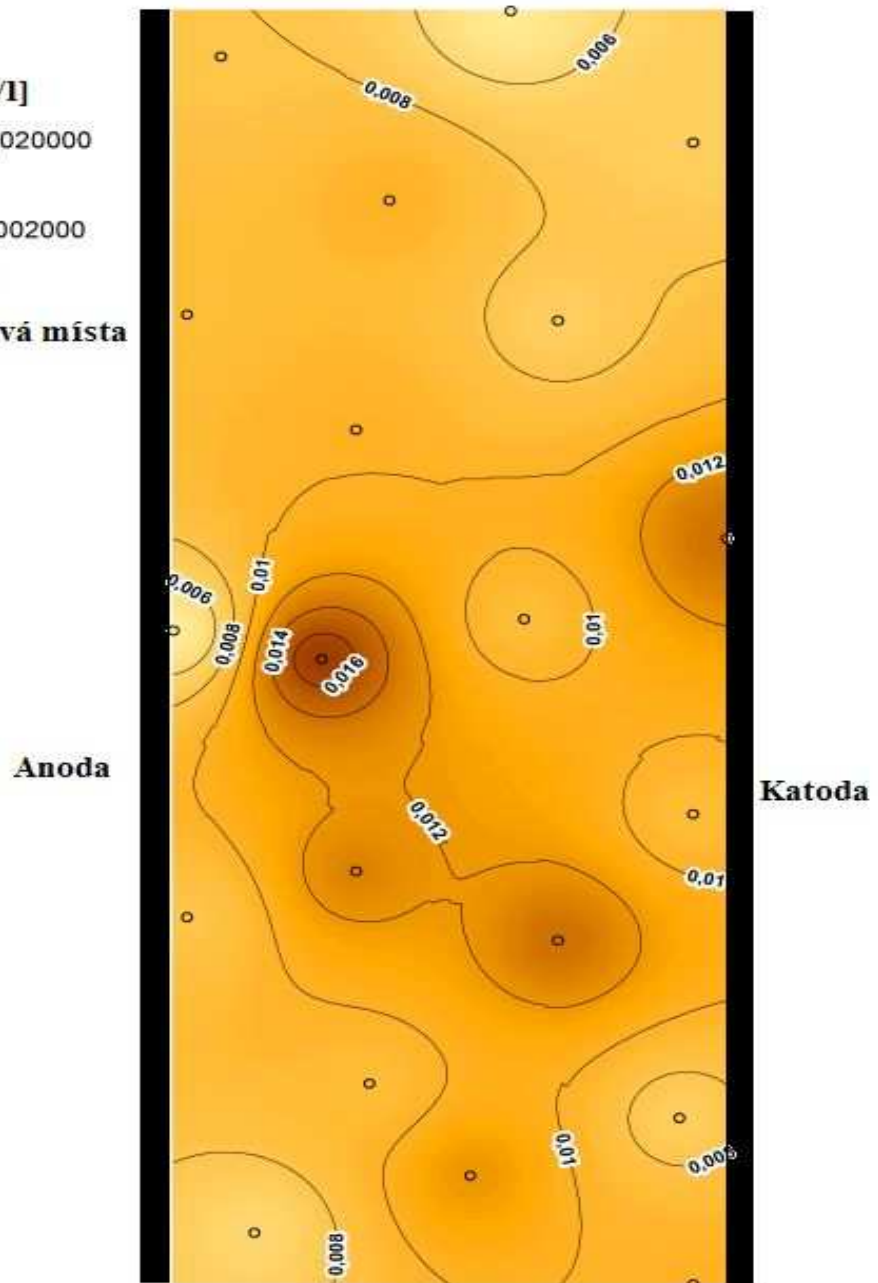


**PŘÍLOHA P XXVI: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 47 HODIN**

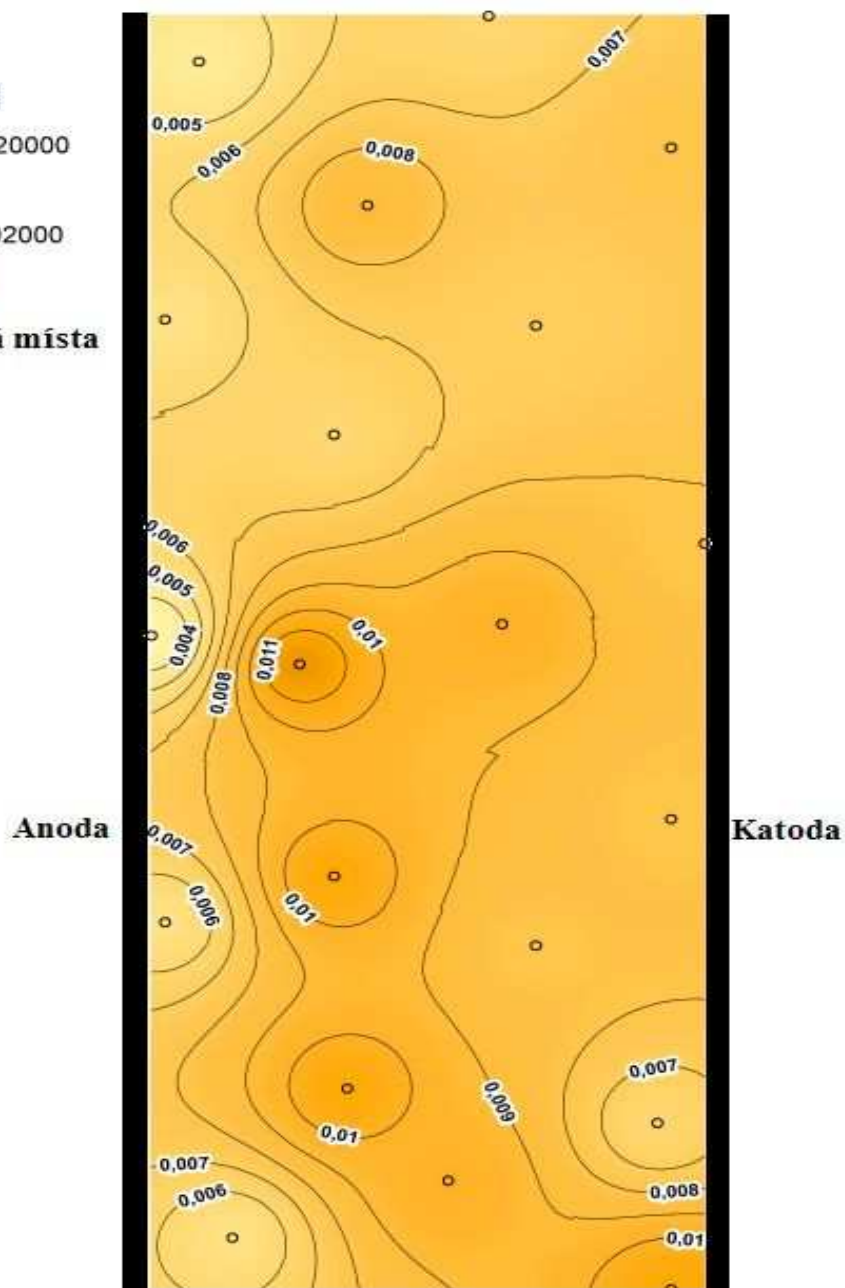




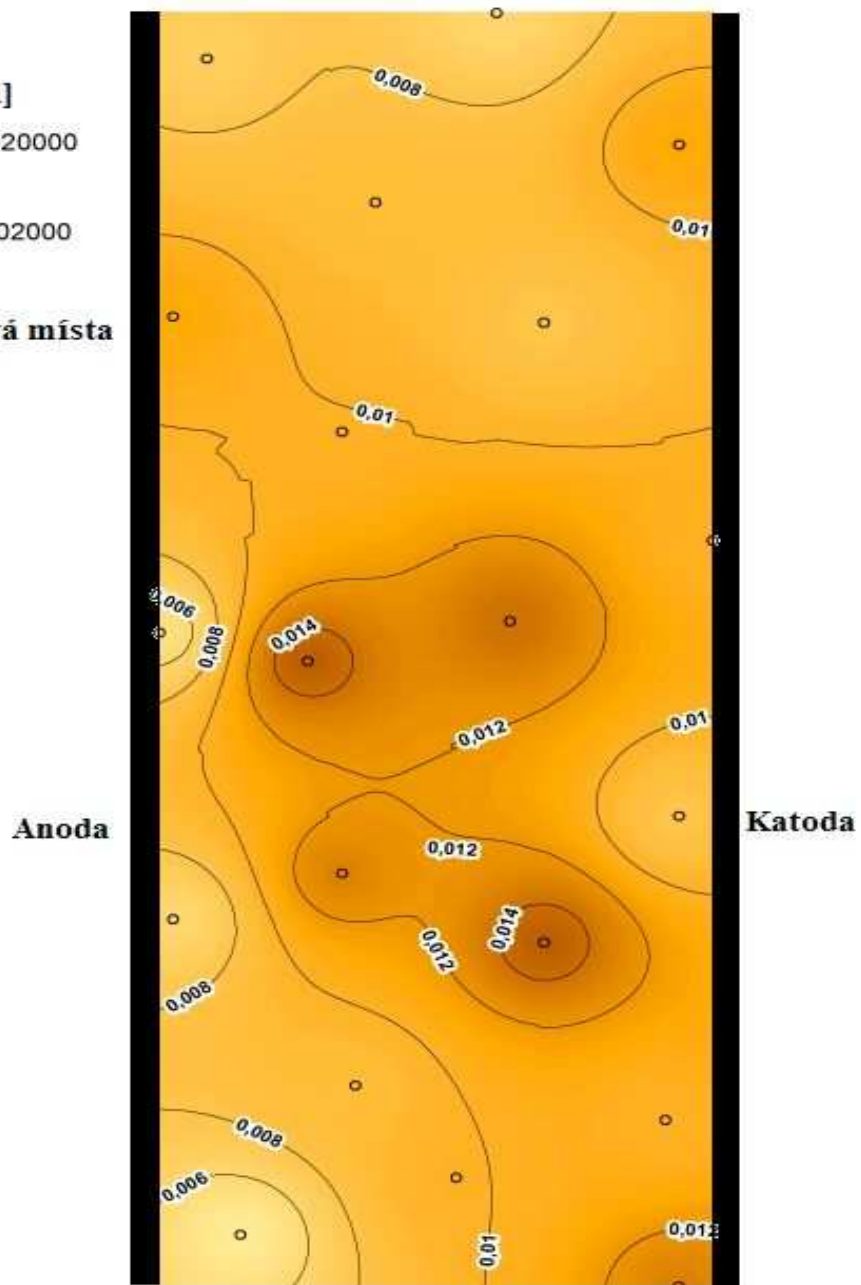
**PŘÍLOHA P XXVII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 112 HODIN**



**PŘÍLOHA P XXVIII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 117 HODIN**

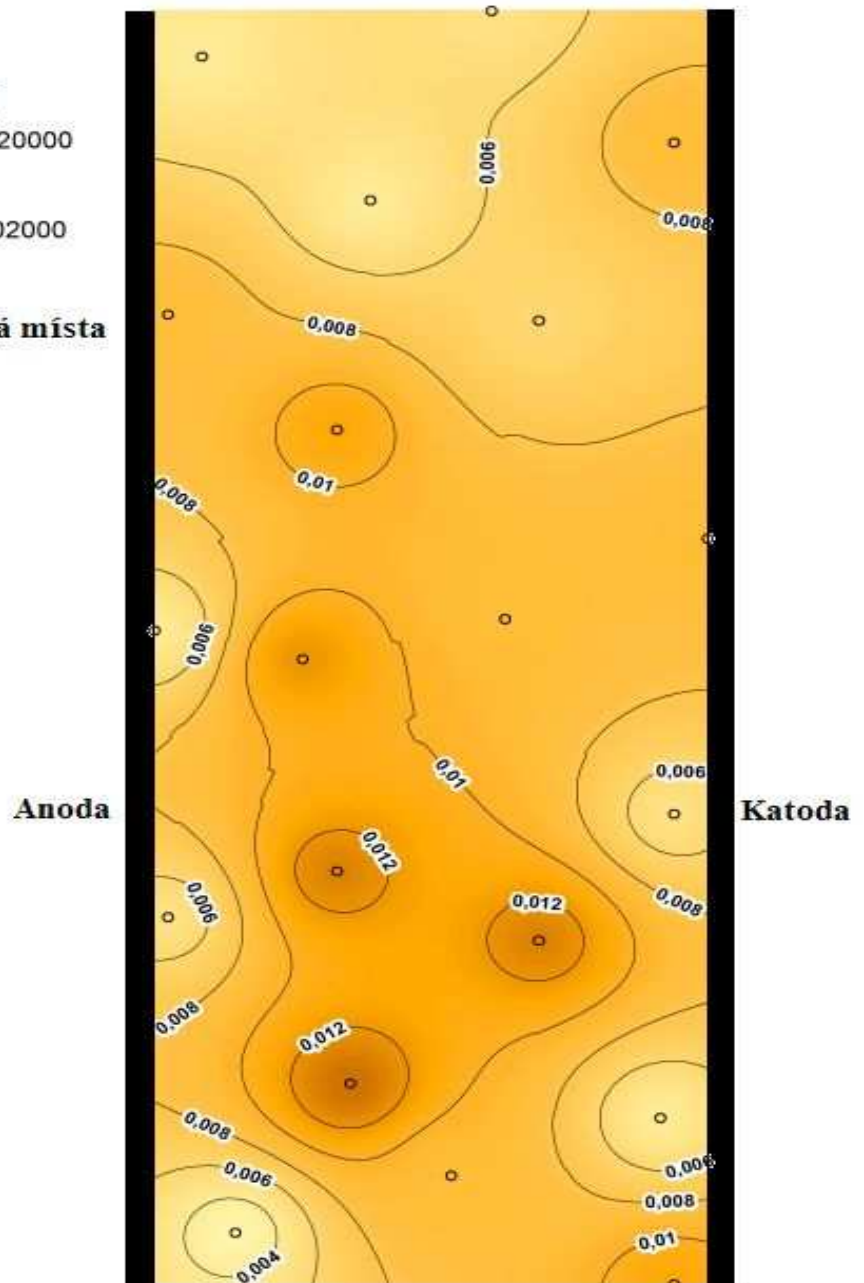


# PŘÍLOHA P XXIX: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE 143 HODIN

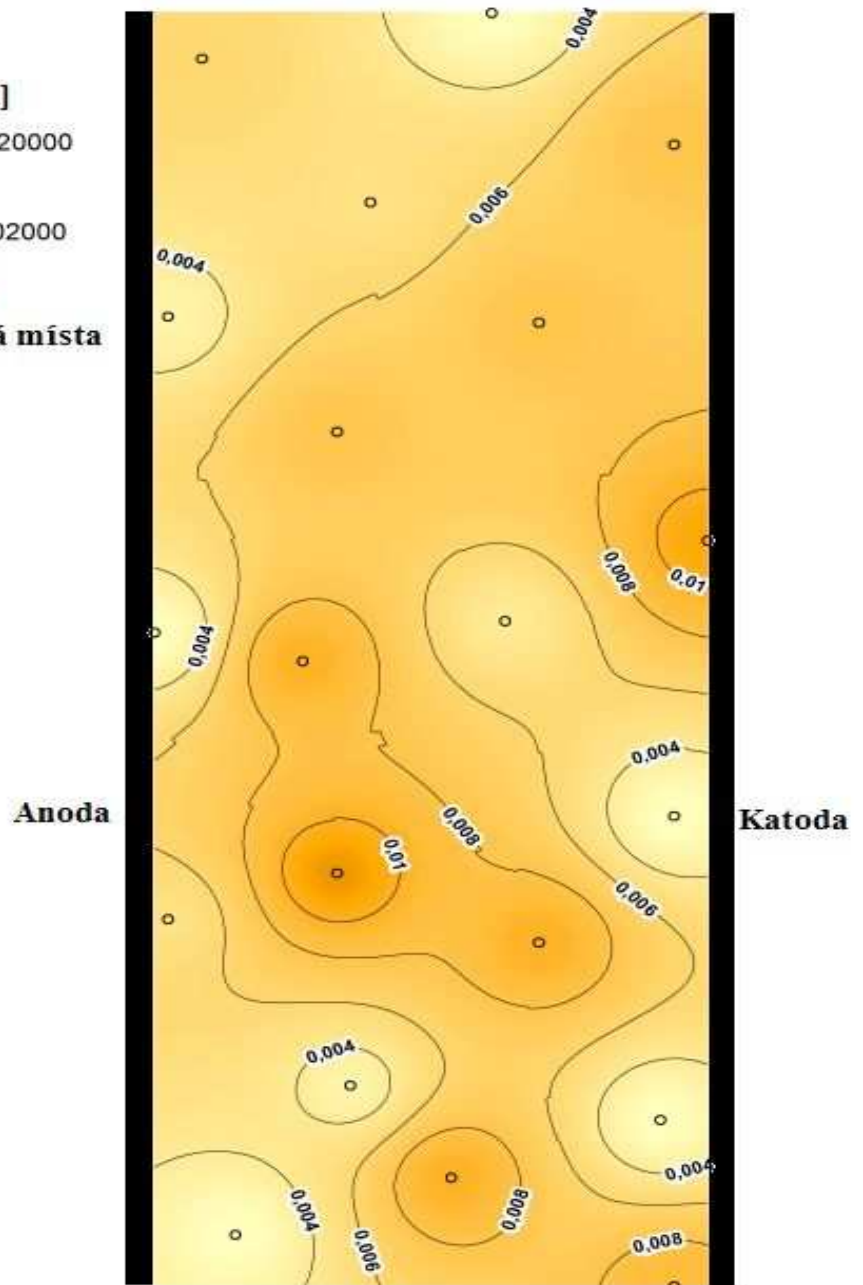




**PŘÍLOHA P XXXI: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 184 HODIN**



**PŘÍLOHA P XXXII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 497 HODIN**





# PŘÍLOHA P XXXIII: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V ČASE 545 HODIN

## Legenda

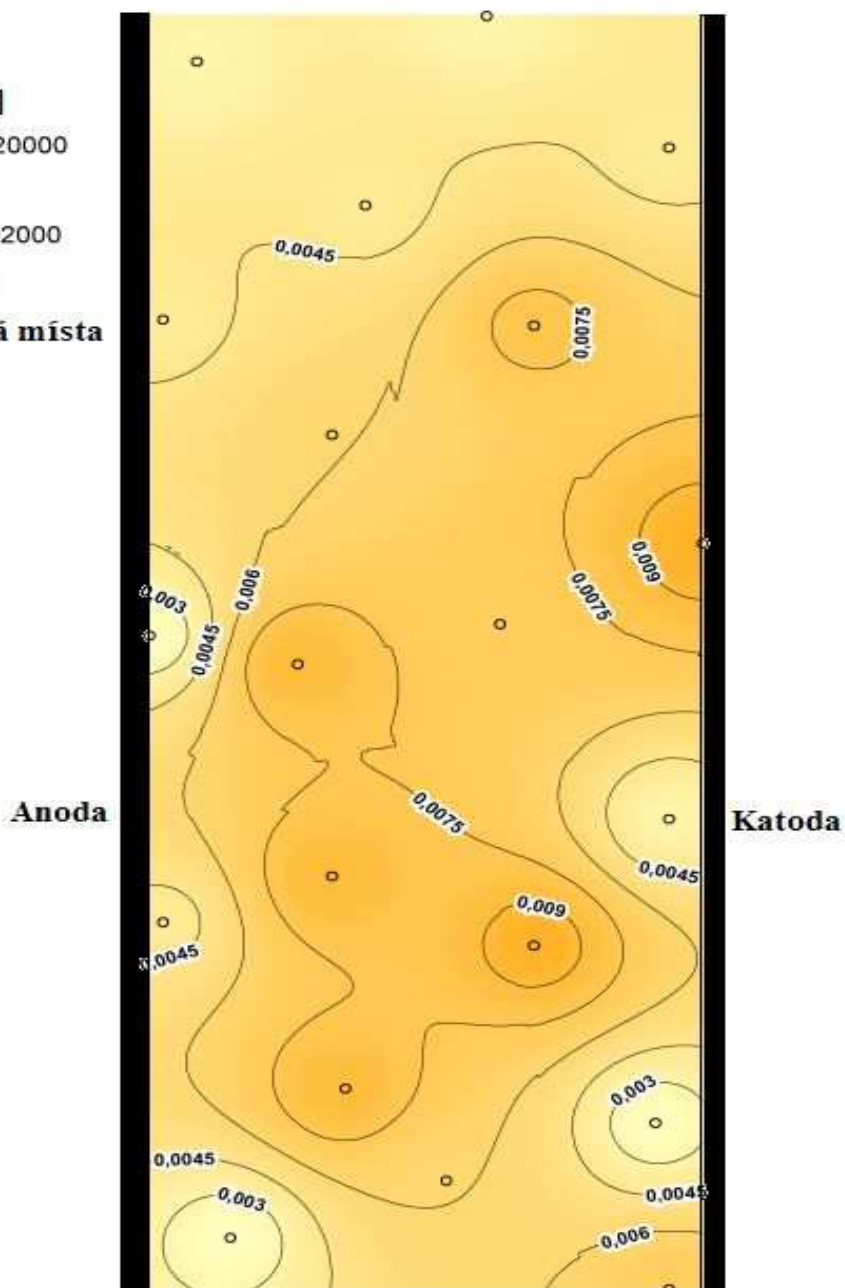
c(Pb) [mol/l]

High : 0,020000

Low : 0,002000

t545 [hod]

○ Odběrová místa



**PŘÍLOHA P XXXIV: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 617 HODIN**

**Legenda**

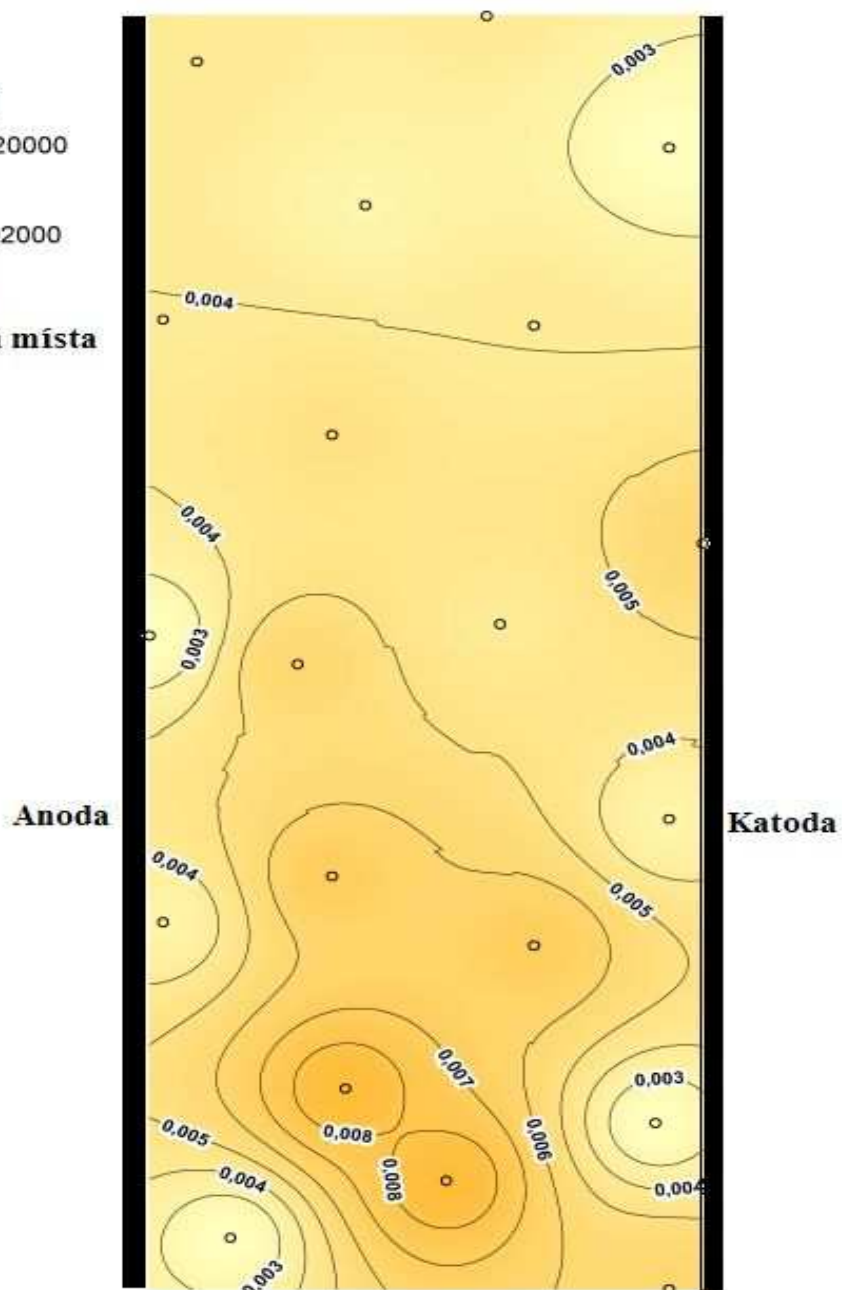
**c(Pb) [mol/l]**

High : 0,020000

Low : 0,002000

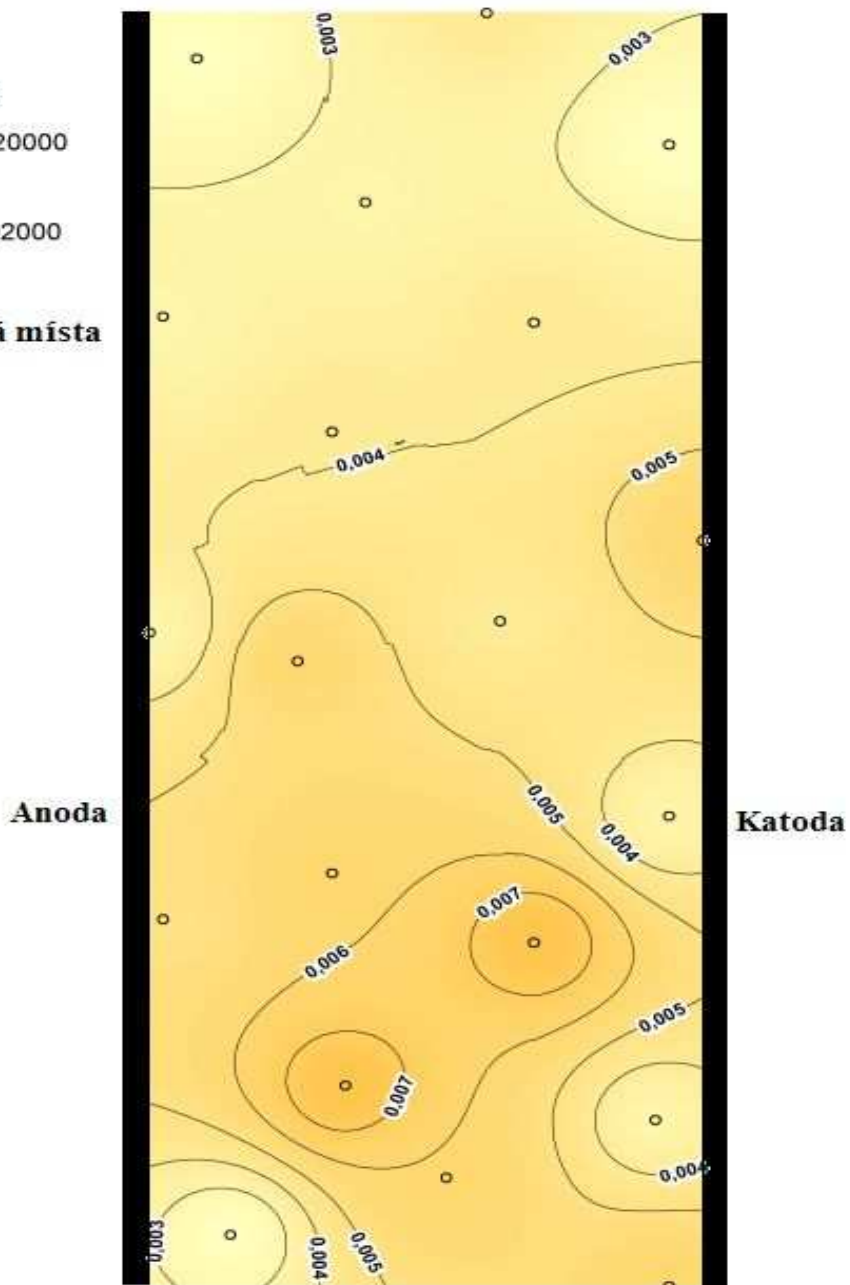
**t617 [hod]**

○ Odběrová místa





**PŘÍLOHA P XXXV: PRŮBĚH ELEKTROKINETICKÉ  
DEKONTAMINACE OLOVA V DYNAMICKÉM USPOŘÁDÁNÍ V  
ČASE 665 HODIN**



## EVIDENČNÍ LIST DIPLOMOVÉ PRÁCE

<b>Sigla</b> (místo uložení diplomové práce)	Ústřední knihovna UTB ve Zlíně
<b>Název diplomové práce</b>	Elektrokinetická dekontaminace půdy
<b>Autor diplomové práce</b>	Bc. Pavlína Baroňová
<b>Vedoucí diplomové práce</b>	Ing. Roman Slavík, Ph.D.
<b>Vysoká škola</b>	Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
<b>Adresa vysoké školy</b>	nám. T. G. Masaryka 5555, 760 01 Zlín
<b>Fakulta</b> (adresa, pokud je jiná než adresa VŠ)	Fakulta technologická ve Zlíně nám. T. G. Masaryka 275, 762 72 Zlín
<b>Katedra</b> (adresa, pokud je jiná než adresa VŠ)	Ústav inženýrství ochrany životního prostředí nám. T. G. Masaryka 275, 762 72 Zlín
<b>Rok obhájení DP</b>	2010
<b>Počet stran</b>	91
<b>Počet svazků</b>	1
<b>Vybavení (obrázky, tabulky...)</b>	28 obrázků a 35 příloh

<b>Klíčová slova</b>	<b>elektrokinetická dekontaminace, geopolymer, kontaminant, těžké kovy, měď, olovo, geografický informační systém</b>
----------------------	---