

# 核废料储罐表面化学环境长期演变预测

黄彦良<sup>1,2</sup>, 郑珉<sup>1,3</sup>, 张琦超<sup>1,2,3</sup>, 路东柱<sup>1,2</sup>, 王秀通<sup>1,2</sup>, KUNTE Hans-Jörg<sup>4</sup>,  
SAND Wolfgang<sup>5,6,7</sup>

(1.中国科学院海洋研究所, 山东 青岛 266071; 2.中国科学院海洋大科学研究中心, 山东 青岛 266071; 3.中国科学院大学, 北京 100049; 4.Federal Institute for Materials Research and Testing, Berlin D-12205; 5.东华大学 环境科学与工程学院, 上海 201620; 6.Technical University and Mining Academy Freiberg, Freiberg D-09596; 7.University Duisburg-Essen, Essen D-47057)

**摘要:** 通过对国内外的核废料处置库环境试验监测及预测模型的调研, 总结了核废料储罐在直接填埋、缓冲/回填和加混凝土缓冲层等埋藏方式下的表面环境变化, 主要包括氧含量、缓冲材料的孔隙液成分及 pH 值, 为我国核废料储库环境下储罐表面重要的腐蚀演变研究提供了参考。

**关键词:** 核废料; 处置库; 腐蚀环境; 腐蚀演变

**DOI:** 10.7643/issn.1672-9242.2018.10.017

**中图分类号:** TG172                      **文献标识码:** A

**文章编号:** 1672-9242(2018)10-0103-06

## Forecast on Long Term Chemical Environment Evolution on Surface of Nuclear Waste Container

HUANG Yan-liang<sup>1,2</sup>, ZHENG Min<sup>1,3</sup>, ZHANG Qi-chao<sup>1,2,3</sup>, LU Dong-zhu<sup>1,2</sup>,  
WANG Xiu-tong<sup>1,2</sup>, KUNTE Hans-Jörg<sup>4</sup>, SAND Wolfgang<sup>5,6,7</sup>

- (1. Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071, China;  
2. Center for Ocean Mega-Science, Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071, China;  
3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;  
4. Federal Institute for Materials Research and Testing, Berlin D-12205, Germany;  
5. Donghua University, College of Environmental Science and Engineering, Shanghai 201620, China;  
6. Technical University and Mining Academy Freiberg, Freiberg D-09596, Germany;  
7. University Duisburg-Essen, Essen D-47057, Germany)

**ABSTRACT:** Surface environment changes of nuclear waste container, mainly including oxygen contents, buffer pore water components and pH under the conditions of “borehole” type and “In-floor” type with bentonite buffer/backfill and concrete buffer were summarized. This summarization provides a basic corrosion environment reference for the corrosion evolution research of high-level radioactive waste disposal repository in our country.

**KEY WORDS:** nuclear waste; disposal repository; corrosion environment; corrosion evolution

20 世纪以来, 核科学技术的不断发展和核能的和平利用成为了人类的又一革新举措, 世界核电的供

应已达到总电力供应的 16%<sup>[1-2]</sup>。虽然核能的利用有效地缓解了能源短缺的困境, 但却带来了大量核废料

收稿日期: 2018-07-13; 修订日期: 2018-08-13

基金项目: 国家自然科学基金 (51471160)

作者简介: 黄彦良 (1966—), 男, 辽宁沈阳人, 研究员, 主要研究方向为腐蚀与防护、海洋生物污损。

处理的难题。对于各国提出的各种处置方案中,目前普遍接受且可行方案是深地质处置法<sup>[3]</sup>,即将高放废物处置在距地表约 500~1000 m 深合适岩体中的地下处置库内,使它永久与人类的生存环境隔离,构成以玻璃化废物体、包装材料和缓冲回填材料为工程屏障,围岩及其周围的地质建造为天然屏障的“多屏障系统”(Multi-barrier system)<sup>[4]</sup>。

对于核废料的深地质处置来说是一个极其漫长的过程,储库封闭后截留的氧气会在处置过程中逐渐消耗,不断渗透的地下水将逐渐浸润储库,并改变储罐表面缓冲材料的孔隙液成分及 pH,营造了一个具备储罐腐蚀发生的近域环境。为评估核废料储罐在长期地质埋藏过程中发生腐蚀破损可能性,有必要对储罐表面腐蚀环境的演变进行预测,进而推进我国核废料储罐腐蚀安全的相关研究。

## 1 氧气含量

### 1.1 直接填埋

Laurent De Windt 等<sup>[5]</sup>人利用法国储库模型,处置单元半径大约 30 cm,处置坑半径 0.7~2.5 m、长 40 m。单元头部(大约首个 8 m)用膨润土(7.5 m)和碳钢(0.5 m)密封,单元的挖掘损伤区被分为破裂带(10 cm 厚)和裂隙带(25 cm 厚)。文中考虑了两种情境下储库环境的变化,在氧气消耗方面重点考虑了与外界无连通的情境。得到初始截留在内衬周围空隙中和挖掘损伤区膨润土密封层中的气体和溶解氧的完全消耗需要大约 80 天,如图 1 所示<sup>[5]</sup>。

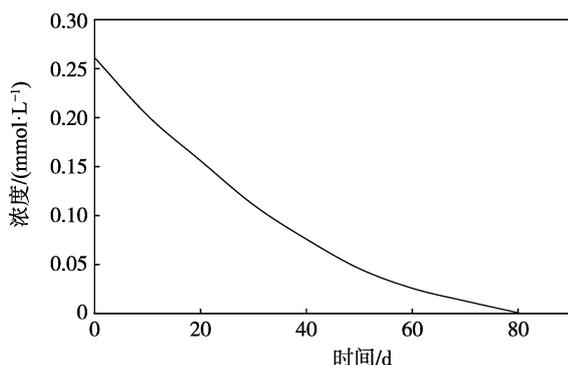


图 1 核废料储库中氧气含量变化情况

### 1.2 膨润土缓冲层

Changbing Yang 等<sup>[6]</sup>选用瑞典核废料储库概念,利用 BIOCORE<sup>2D</sup> 对选用的水-生物-地球化学耦合模型进行求解,假设膨润土起初是饱和的,并对六种情景进行了模拟。主要涉及氧气从膨润土扩散至花岗岩、绿泥石在花岗岩中溶解(ChlG)、黄铁矿在膨润土和花岗岩中氧化(PyrG&B)、花岗岩中溶解性基质

(DOC 和 CH<sub>4</sub>) 和微生物并存的耗氧过程(MicG\_DocG)以及包含膨润土中 DOC 和甲烷的氧化作用(MicG\_DocG&B)。各种情况下氧气浓度及 pH 的变化如图 2 所示<sup>[6]</sup>。

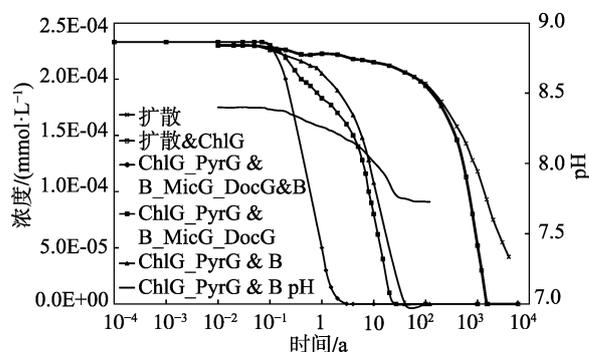


图 2 不同模拟情况下氧气浓度及 pH 值随时间的演变

从图 2 中可以看出,当仅考虑扩散影响时,DO 浓度下降到比初始值低很多的时候需要超过 5000 年的时间;当附加考虑绿泥石的溶解时则需要 1560 年,同时也考虑黄铁矿的溶解时相应降低到 40 年。以上是忽略了微生物耗氧作用的影响,对于花岗岩而言是存在微生物的作用的,这样则需要 27 年。如果再加上膨润土中 DOC 和甲烷的氧化作用则仅需要 4 年。pH 时间演变展现出随氧浓度变化的依附关系,从初始值 8.4 缓慢降低到一个准稳态值 7.75。

瑞典<sup>[7]</sup>在进行铜储罐长期腐蚀情况研究时发现,从有氧到无氧的转变在 10~300 年期间。近期的研究预测地下水中,所有的氧气在关闭地下储库 1 年后就会消失。

## 2 化学环境

### 2.1 直接埋藏

对于直接埋藏而言,受到外界的直接影响便是地下水的渗入。调查清楚我国甘肃北山高放废物处置预选区的地质埋藏环境有助于了解储罐表面的化学环境。

国内学者对高放废物地质处置甘肃北山预选场区的水文地质工作已经开展了一段时间。预选区地下水大致可以划分为三种类型:分布最广的山地基岩裂隙水、水富集最丰富的沟谷洼地孔隙-裂隙水、以及盆地孔隙-裂隙水<sup>[8]</sup>。地下水的 pH 值介于 6.8~8.4,平均值为 7.5;水温介于 7~15 °C 之间<sup>[11]</sup>;矿化度变化范围较大,介于 0.7~231 g/L 之间,深层承压水比浅部潜水总溶解固体(TDS)低<sup>[13]</sup>。对北山地区已经进行的钻孔取样分析测试及野外调查资料进行归纳总结,获得了目前所研究的北山地区具有代表性的水样化学组成,见表 1<sup>[14]</sup>。

表 1 北山地区最具代表性的地下水常见离子含量

离子	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
平均含量 ρ	1170.07	20	57.37	219.43	96.37	1261.33	1259.67	27.10

阳离子以 Na<sup>+</sup> 为主，约占水中阳离子毫克当量总数的 80%，其次为 Mg<sup>2+</sup>；阴离子以 Cl<sup>-</sup> 和 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 为主，几乎占水中阴离子毫克当量总数的 96%。地下水主要化学类型为 Cl-SO<sub>4</sub>-Na 型和 SO<sub>4</sub>-Cl-Na 型<sup>[13]</sup>，属于偏碱性咸水。若要真正得到直接埋藏下储罐表面近域化学环境要素，有必要结合储罐装载核废料的衰变热影响进行模拟，但目前未见对于该方面的研究。

### 2.2 具有膨润土缓冲层

参考英国 S.C. Seetharam 等人研究的小型基地膨润土实验<sup>[15]</sup>，重点模拟了氯离子和硫酸盐随时间的变化，对再平衡条件下的模拟与实验结果进行对比，具体变化情况如图 3 所示。

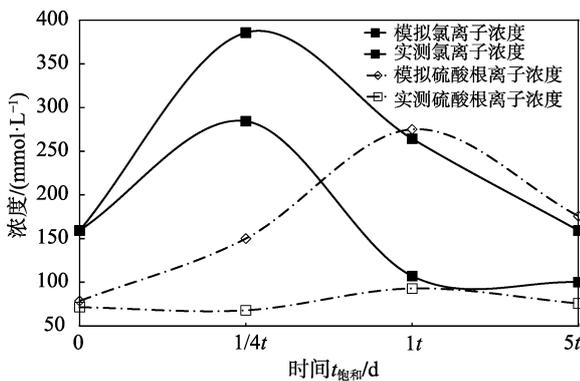


图 3 储罐表面膨润土孔隙液中 Cl<sup>-</sup> 和 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 浓度变化 (据 S.C. Seetharam 等<sup>[15]</sup>修改, 2006 年)

在未达到饱和时 (1/4t)，储罐表面环境中 Cl<sup>-</sup> 的浓度积聚归因于朝向热端的平流和较高温度导致的相对干燥条件。在逐渐饱和的过程中，实测 Cl<sup>-</sup> 浓度的降低说明一些 Cl<sup>-</sup> 从膨润土单元中排出，或是由某个实验中的不确定因素导致的。SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 浓度表现出在初始时增加，在逐渐饱和至饱和过程中又进一步增加，只有在最后饱和维持阶段的浓度略有降低。虽然两种离子浓度模型值相比实验结果偏高，但推断模型能够对实验结果展现出合理的质量趋势，模拟结果与测量结果间的差异在于温度、扩散系数等参数的选择上。

Changbing Yang 等<sup>[6]</sup>选用瑞典核废料储库概念，在分析高放废料储库回填后溶解氧变化的同时也用计算机记录了某些离子浓度和 pH 随时间的变化。模拟过程中考虑了氧气的扩散、花岗岩中绿泥石的溶解、膨润土和花岗岩中黄铁矿的溶解以及花岗岩中的微生物过程，结果如图 4、图 5 所示<sup>[6]</sup>。由于假设膨润土起初是饱和的，地下水对膨润土孔隙液成分改变较明显的区域仅限靠近围岩的几公分处。在逐渐平衡

的过程中，靠近核废料储罐的膨润土中不同厚度处的离子浓度几乎相等，我们认为储罐表面环境中的离子浓度变化同膨润土缓冲层 0.15 m 厚度处。

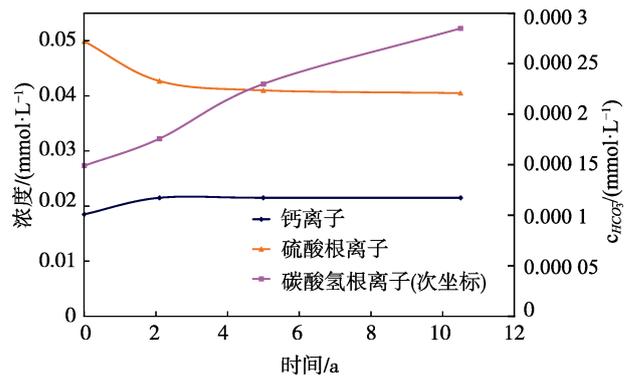


图 4 膨润土缓冲层饱和后储罐附近离子浓度短期变化 (据 Changbing Yang 等<sup>[6]</sup>修改, 2007 年)

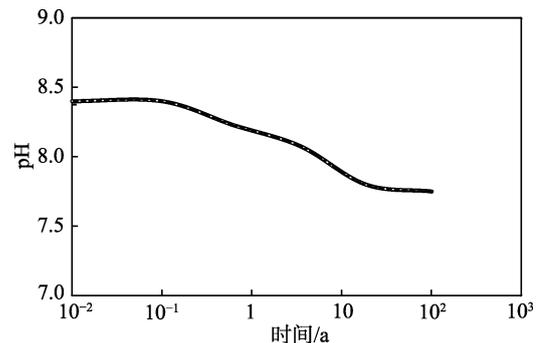


图 5 膨润土缓冲层孔隙液中计算的 pH 时间演变

从图 4 中可以发现，Ca<sup>2+</sup> 的浓度变化不是很大，只是最开始略有增加。由于在膨润土中 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 的初始溶度较花岗岩中大，SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 将从膨润土扩散至花岗岩中而使得其浓度降低，这与英国研究的小型膨润土饱和后变化一致。HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> 浓度由于花岗岩中方解石的溶解和微生物过程而增加，而膨润土中的 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> 是由花岗岩中扩散而来的，相应的浓度呈增加的趋势。pH 从初始值 8.4 平稳降低到一个准稳态值 7.75，与氧气浓度的变化存在一定的依附关系。

### 2.3 具有混凝土缓冲层

比利时<sup>[16]</sup>的超级储罐是在深地下粘土层中用于玻璃化的高放废料和乏燃料最终处置的优先选择。超级储罐是一个圆柱形的容器 (长 4 m，直径 2 m)，由 6 mm 厚的不锈钢壳 (包层) 制成，其内包装外壳是一个 30 mm 厚的装有 2 个高放废料储罐或 4 个乏燃料组的碳钢包装材料，周围被约 700 mm 厚的混凝

土缓冲层包围。

预计在关闭的早期阶段,核废料的热释放将会引起温度的升高,持续至少几百年到几千年。初始混凝土孔隙液 pH 在 13.5 左右,由溶解的碱 ( $\text{Na}^+$  和  $\text{K}^+$ ) 控制,在之后的大约 1000 年里降低至 12.5,受氢氧化钙溶解控制。pH 12.5 预计至少维持 80 000 年,随后开始缓慢下降。最保守的情况下,12 mmol/L 的氯离子浓度可能会在 400 年达到包装材料,若考虑氯化物的阻滞(水泥成分对氯的粘合)作用,同样的氯离子浓度仅能在 8 000 年后达到包装材料。而硫酸盐的浓度 (~10 mmol/L) 在没有阻滞的情况下大约 500 年能到达包装材料。最糟糕的情况下水中硫化物浓度是 0.5 mmol/L,如果不考虑物质的阻滞,该浓度在大约 500 年后到达包装材料。对于硫代硫酸盐的浓度最高为 6.4 mmol/L,在大约 500 年到达包装材料。

法国<sup>[17]</sup>为研究作为储库中储罐直接近域环境的混凝土工程屏障随时间的变化,进行了两种模型的假设,其中处置隧道直径为 11 m。模型一中储罐及包装材料的总厚度约为 3.3 m,混凝土层厚度为 2.2 m;模型二中储罐及包装材料的总厚度为 4.5 m,混凝土缓冲层厚度为 1 m,毗邻混凝土为一层 12 m 厚的泥岩。以模型一中考虑工程屏障孔隙度变化为例,得到的储罐表面 pH 的长期变化如图 6 所示。

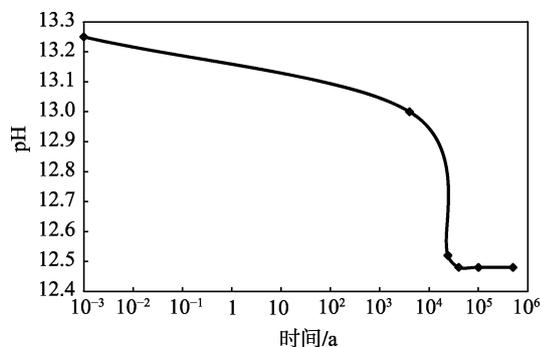


图 6 核废料储罐附近混凝土缓冲层孔隙液 pH 随时间的变化(据 L. Trotignon 等<sup>[17]</sup>修改,2007 年)

靠近储罐表面的混凝土缓冲层孔隙液 pH 起初受到地下水渗入的影响,其中碱性成分的溶解使得孔隙液 pH 较高,随着碱性成分的消耗,孔隙液 pH 由 13.25 逐渐降低,在约 50 000 年时几乎达到稳定,接近 12.5。

## 2.4 膨润土外附混凝土缓冲层

瑞士<sup>[18]</sup>在地质处置中,通过用混凝土作为内衬对核废料储罐的处置隧道进行支撑。所构建的储存结构中,装有核废料的储罐直径为 1.05 m,混凝土内衬厚度为 15 cm,在储罐与混凝土内衬之间填充约 72.5 cm 厚的膨润土,为简化计算,将围岩粘土边界定位到 5.6 m。在该实验中未考虑温度的影响,核废料储罐表面 pH、 $\text{Na}^+$  和  $\text{Cl}^-$  浓度随时间的演变如图 7 所示。

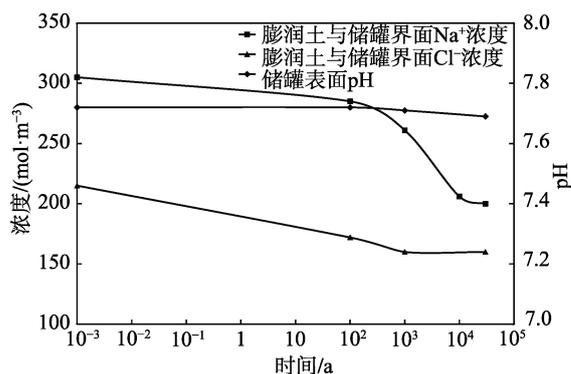


图 7 具有双层缓冲材料的核废料储罐表面 pH 及离子浓度随时间的变化(据 Urs Berner 等<sup>[18]</sup>修改,2013 年)

pH 在膨润土与储罐界面在 100 年内几乎无变化,仅在之后有略微降低,至 7.7 左右。而高浓度的  $\text{Cl}^-$  在 100 年内很快地降低到 Opalinus 粘土溶液中的浓度程度,但  $\text{Na}^+$  的浓度平衡得很缓慢。无论是  $\text{Cl}^-$  还是  $\text{Na}^+$ ,都是由膨润土侧向混凝土侧扩散,所以与储罐直接接触的环境中,两种离子浓度起初均降低,最后可能达到平衡稳定。

Berner 利用一个简单的连续模型确定穿过混凝土内衬对膨润土孔隙液饱和的影响,发现孔隙液的成分与参照(没有混凝土内衬)的情况相比没有明显改变<sup>[19]</sup>。若根据 Berner 的结论,则可认为上方瑞典的地质储库可忽略混凝土的影响,仅为膨润土缓冲/回填材料的储库模型。

从瑞典的模型结果剖面图当中不难发现,对于界面处 pH 值以及各离子浓度而言,只在靠近混凝土侧的一小部分受到混凝土缓冲作用的影响较大,而对于与储罐直接接触的膨润土孔隙液成分的影响还是比较小的,有理由认为混凝土支撑层对于储罐表面环境的改变不构成质的影响。由于该模拟过程当中未考虑温度的影响,与英国小型膨润土试验相比较,若起初受核废料衰变热影响,则会导致储罐表面膨润土孔隙液水分的蒸发,进而相应离子浓度升高,达到一定时间后(英国试验中在  $1/4t_{\text{饱和}}$  时)达到最大值。后来受到衰变热、地下水渗入以及离子扩散传输、矿物溶解/沉淀等各种作用的共同影响,导致其浓度又逐渐下降,最后达到平衡,浓度维持在某一程度。

西班牙科研人员 Changbing Yang 利用一个可能的地质放射性废物储库存在的饱和/非饱和水流、热传递和多组分反应溶质运输耦合的数学模型来评估膨润土、混凝土和粘土构造的长期地球化学演变<sup>[20]</sup>。储库概念模型包含 0.75 m 厚的膨润土缓冲层,0.2 m 厚的混凝土支撑层,粘土构造厚度大约 24 m,总长度 25 m。模拟过程主要分两个阶段,首先是从初始时间到膨润土饱和的时间(膨润土在 20 年后达到完全饱和),第二阶段则为饱和后至 1 000 000 a。主要给出了饱和后的 pH 时间演变曲线,如图 8 所示。

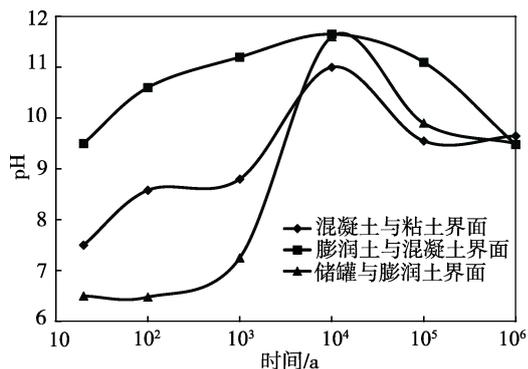


图 8 核废料储库中达到饱和后各接触面处 pH 变化 (据 Changbing Yang 等<sup>[20]</sup>修改, 2008 年)

在混凝土中, pH 先由于氢氧钙石的溶解而升高, 在 10 000 年达到最大值, 然后当氢氧钙石完全耗尽的 40 000 年后又缓慢地降低。在膨润土中, pH 受到来自于混凝土的超碱性流的渗透而升高, 整体变化趋势明显受到混凝土的影响。

与瑞士类似, 核废料储库模型得到的储罐表面 pH 的较大差异说明模型的模拟很复杂, 应考虑的因素很多, 膨润土的缓冲作用不可否认, 缓冲能力的强弱直接影响其与与储罐接触部分孔隙液的酸碱程度。我们认为, 综合瑞士和西班牙的模拟结果, 最初膨润土达到饱和至 1 000 年左右, 其缓冲能力较强, pH 变化不是很大。至 10 000 年时, 混凝土孔隙液 pH 依旧很高, 而膨润土缓冲能力达到极限, 受到高碱性流的影响较大, 膨润土在靠近储罐表面的一侧也表现出了孔隙液 pH 值升高的趋势, 最后与混凝土中孔隙液 pH 达到平衡, 维持在同等程度。这里就不能像瑞士模型当中忽略混凝土衬层的影响。靠近膨润土-混凝土界面膨润土中某深度处各主要离子浓度随时间变化如图 9 所示<sup>[20]</sup>。

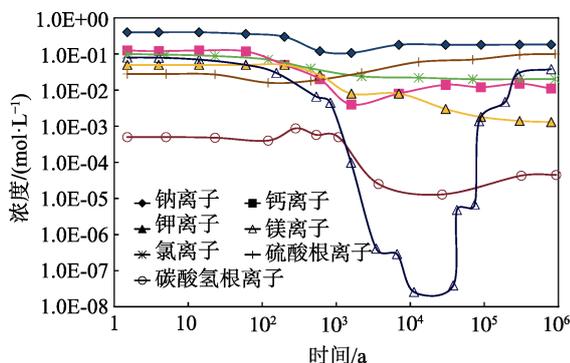


图 9 靠近膨润土-混凝土界面 ( $r=1.15\text{ m}$ ) 在膨润土  $r=1.125\text{ m}$  处孔隙液主要离子浓度

由于该模型中混凝土衬层的超碱性流可以影响到膨润土最内侧, 可认为靠近膨润土和混凝土界面处的膨润土孔隙液成分在某种程度上可以反映出储罐表面膨润土孔隙液的成分。在 pH 剖面分布图中发现, 当膨润土缓冲层刚达到饱和时 (20 年), 其 pH 在膨

润土层不同位置处存在一定梯度。随着时间的延长, 在 10 000 年之后, 膨润土中各位置处的 pH 值几乎一致, 可认为该体系已经处于一种均匀稳定的状态, 可将该时间段后膨润土孔隙液中的离子成分作为储罐表面的环境。

### 3 结论

文中主要通过对国内外有关核废物处置库近域环境预测和模拟的相关文献和报告的调研, 简要分析了不同埋藏条件下的变化趋势。主要得到以下结论。

1) 氧气含量。对于直接填埋, 回填后截留在空隙中的气体和溶解氧完全消耗需要大约 80 天。对于具有膨润土缓冲层的储库来说, 仅考虑氧气扩散影响需超过 5000 年; 当附加考虑绿泥石的溶解则需要 1560 年, 同时也考虑黄铁矿的溶解则降低到 40 年; 考虑花岗岩中微生物作用需 27 年; 再考虑膨润土中有机物氧化则仅需要 4 年。

2) 离子浓度及 pH 值。对于直接埋藏来说, 储罐近域环境中的主要离子浓度受地下水成分的影响, 若要真正得到直接埋藏下储罐表面近域化学环境要素, 有必要结合储罐装载的核废料的衰变热影响进行模拟, 进而获得更切合实际的近域环境。对于具有膨润土缓冲层的储存方式而言, 主要研究了  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{HCO}_3^-$  浓度的短期变化。未饱和时表现出  $\text{Cl}^-$  在储罐表面的积聚, 随着饱和的进行其浓度逐渐降低;  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度表现出在初始时增加, 且在逐渐饱和至饱和过程中又进一步的增加, 最后在饱和和维持阶段逐渐平衡时由于浓差扩散浓度又降低; 在膨润土饱和后  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{HCO}_3^-$  均有稍许增加; 利用瑞典的模型可忽略混凝土衬层对储罐表面膨润土孔隙液成分的影响, 若结合  $\text{Cl}^-$  浓度变化的同时考虑温度的影响, 则对于  $\text{Na}^+$  而言, 其长期的变化也会表现出先增加再减小, 最后几乎稳定的趋势。pH 的时间演变展现出随氧浓度的变化依附关系, 从初始值 8.4 平稳降低到一个准稳态值 7.75。对于仅具有混凝土缓冲层的储库来说, 初始混凝土孔隙液 pH 在 13.5 左右, 然后在大约 1000 年降低至 12.5, 400~500 年后 12 mmol/L 的氯离子、10 mmol/L 的硫酸盐、0.5 mmol/L 的硫化物以及 6.4 mmol/L 的硫代硫酸盐会达到包装材料。对于具有膨润土和混凝土双层缓冲材料的储库而言, 与储罐直接接触的膨润土达到饱和之前, 其 pH 变化较小; 达到饱和后, pH 有逐渐升高的趋势, 但升高的程度有待进一步研究, 后期会有所降低, 并不再有明显变化。对于主要离子浓度的长期变化目前暂不能提供可靠数据, 因为瑞士和西班牙对于在膨润土外加混凝土的结构中关于混凝土层影响的范围存在不同的观点, 这在一定程度上影响着主要离子的分布。

## 参考文献:

- [1] 史永谦. 核能发电的优点及世界核电发展动向[J]. 能源工程, 2007(1): 1-6.
- [2] COHEN B L, 施向军. 核电的优越性[J]. 中国核工业, 2000(3): 54-55.
- [3] DUQUETTE D J, LATANISION R M, DI BELLA C A W, et al. Corrosion Issues Related to Disposal of High-level Nuclear Waste in the Yucca Mountain Repository-Peer Reviewer's Perspective[J]. Corrosion, 2009, 65(4): 272-280.
- [4] SKB. Sea Disposal of Radioactive Wastes(Technical Report TR-01-30)[R]. Vienna: IAEA Bulletin 2/1994, 2001.
- [5] LAURENT De W, FRANÇOIS M, JÉRÔME C, et al. Modeling of Oxygen Gas Diffusion and Consumption during the Oxidic Transient in a Disposal Cell of Radioactive Waste[J]. Applied Geochemistry, 2014, 41: 115-127.
- [6] YANG C B, JAVIER S, JORGE M, et al. Modeling Geochemical and Microbial Consumption of Dissolved Oxygen after Backfilling a High Level Radioactive Waste Repository[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2007, 93: 130-148.
- [7] ROSBORG B, WERME L. The Swedish Nuclear Waste Program and the Long-term Corrosion Behaviour of Copper[J]. Journal of Nuclear Materials, 2008, 379: 142-153.
- [8] 郭永海, 王 驹, 肖丰, 等. 高放废物处置库甘肃北山预选区地下水的形成[J]. 高校地质学报, 2010, 16(1): 13-18.
- [9] 郭永海, 王 驹, 王志明, 等. 高放废物处置库甘肃北山预选区地下水位动态特征[J]. 铀矿地质, 2010, 26(1): 46-59.
- [10] 董艳辉, 李国敏, 黎明. 甘肃北山大区域地下水流动模拟[J]. 科学通报, 2009, 54(23): 3790-3792.
- [11] 赵春虎, 李国敏, 郭永海, 等. 甘肃北山区域地下水流动特征[J]. 工程地质学报, 2007, 15(2): 174-178.
- [12] 庞忠和, 郭永海, 苏锐, 等. 北山花岗岩裂隙地下水循环属性试验研究[J]. 岩石力学与工程学报, 2007, 26(2): 3954-3958.
- [13] 王海龙. 高放废物处置库北山预选区区域地下水流模拟及岩体渗透特征研究[D]. 北京: 核工业北京地质研究院, 2014.
- [14] 郑珉, 张琦超, 黄彦良, 等. 中国高放废物处置库甘肃北山预选区腐蚀研究用代表性地下水成分的确定[J]. 中国腐蚀与防护学报, 2016, 36(2): 185-190.
- [15] SEETHARAM S C, CLEALL P J, THOMAS H R. Modelling Some Aspects of Ion Migration in a Compacted Bentonitic Clay[J]. Engineering Geology, 2006, 85: 221-228.
- [16] KURSTEN B, DRUYTS F. Methodology to Make a Robust Estimation of the Carbon Steel Overpack Life Time with Respect to the Belgian Super Container Design[J]. Journal of Nuclear Materials, 2008, 379: 91-96.
- [17] TROTIGNON L, DEVALLOIS V, PEYCELON H, et al. Predicting the Long Term Durability of Concrete Engineered Barriers in a Geological Repository for Radioactive Waste[J]. Physics and Chemistry of the Earth, 2007, 32: 259-274.
- [18] BERNER U, DMITRII A K, GEORG K. Geochemical Impact of a Low-pH Cement Liner on the Near Field of a Repository for Spent Fuel and High-level Radioactive Waste[J]. Physics and Chemistry of the Earth, 2013, 64: 46-56.
- [19] BERNER U. Setting up Bentonite Pore Water Compositions (Internal report AN-44-10-04)[R]. Villigen: Paul Scherrer Institute, 2010.
- [20] YANG C, SAMPER J, MONTENEGRO L. A Coupled Non-isothermal Reactive Transport Model for Long-term Geochemical Evolution of a HLW Repository in Clay[J]. Environmental Geology, 2008, 53(8): 1627-1638.