

**STUDI MIGRASI AKTINIDA DAN LANTANIDA DALAM BENTONIT TERKOMPAKSI**Pratomo Budiman-Sastrowardoyo, Dewi Susilowati, Dadang Suganda¹**ABSTRAK****STUDI MIGRASI AKTINIDA DAN LANTANIDA DALAM BENTONIT TERKOMPAKSI.**

Penelusuran literatur tentang migrasi lantanida dan aktinida dalam bentonit terkompaksi telah dilakukan. Data tentang mobilitas unsur-unsur tersebut dalam bentonit telah diperoleh, dan diperlihatkan bahwa koefisien difusi bervariasi sebagai fungsi kondisi fasa larutan maupun asal/komposisi bentonit. Diperlihatkan pula bahwa koefisien difusi turun terhadap kenaikan densitas bentonit maupun kenaikan kandungan montmorilonit dalam bentonit. Penggunaan campuran bentonit/"silica-sand" berkaitan dengan naiknya mobilitas. Dalam banyak hal perubahan koefisien difusi juga berkaitan dengan perubahan pH maupun kondisi redoks, serta adanya pengompleks dalam fasa larutan. Koefisien difusi yang rendah berkaitan dengan tingginya faktor retardasi, yang merupakan faktor favorabel untuk menunda pelepasan radionuklida dari fasilitas penyimpanan limbah ke geosfir.

ABSTRACT**MIGRATION STUDY OF ACTINIDES AND LANTHANIDES IN COMPACTED BENTONITE.**

Migration study of actinide and lanthanide elements in compacted bentonite has been conducted. Data of these elements mobilities have been shown, and it is showed that the diffusion coefficient was varied as the function of solution phase condition as well as the origin/composition of bentonite. It is showed that the diffusion coefficient decreased by the increasing of density, as well as the increasing of montmorillonite content in bentonite. The ratio of bentonite/silica-sand used was related to the increasing of elements mobility. In many case the difference of diffusion coefficient was related to the variation of pH and redox condition, as well as the presence of complexant in solution phase. The Lower diffusion coefficient could give the higher retardation factor, which is a favourable factor to retard the radionuclides release from a disposal facility to geosphere.

KATA KUNCI

bahan penyangga, bentonit terkompaksi, montmorilonit, limbah radioaktif, aktinida, lantanida, migrasi, difusi, retardasi.

PENDAHULUAN

Penyimpanan limbah di dalam formasi geologi merupakan opsi yang telah banyak disepakati untuk limbah aktivitas tinggi dan umur panjang^(1,2). Dalam kaitan ini limbah olahan ditempatkan pada kedalaman sekitar 500 - 1000 m dari permukaan tanah, dengan sistem multi barrier. Sistem multi barrier penyimpanan limbah radioaktif meliputi penghalang rekayasa (limbah olahan, wadah non-korosif dan bahan penyangga) dan penghalang alami. Bentonit terkompaksi telah dipertimbangkan sebagai calon bahan penyangga dalam sistem penyimpanan limbah aktivitas tinggi. Hal ini terutama karena konduktivitas hidraulik yang rendah dan faktor retardasi yang tinggi terhadap pelepasan radionuklida dari sistem penyimpanan limbah radioaktif^(3,4). Rendahnya konduktivitas hidraulik bentonit ialah untuk menghambat intrusi air tanah ke wadah limbah, yang karenanya menunda korosi wadah limbah tersebut. Kemampuan tersebut diperkirakan menurun sedikitnya setelah 1000 tahun. Setelah itu fungsi isolasi bentonit terhadap pelepasan radionuklida akan menonjol. Migrasi, yang dalam hal ini mobilitas radionuklida dalam bentonit merupakan besaran yang perlu dipertimbangkan. Berkaitan dengan konduktivitas hidraulik yang rendah, mobilitas radionuklida dalam bentonit terkompaksi dideskripsikan melalui mekanisme difusi. Karena itu koefisien difusi merupakan parameter penting, untuk digunakan dalam pengkajian unjuk kerja penghalang rekayasa sistem penyimpanan limbah.

Dari hasil pengukuran mobilitas, yang dinyatakan sebagai koefisien difusi, D_a , dapat diestimasi faktor retardasi, R_a , maupun koefisien distribusi, K_d . Hubungan koefisien difusi dengan faktor retardasi dan koefisien distribusi masing-masing diberikan oleh persamaan (1) dan (2) seperti berikut:

¹ Pusat Teknologi Pengolahan Limbah Radioaktif - BATAN.

$$R_d = \frac{D_p}{D_a} \quad (1)$$

$$D_a = \frac{\phi D_p}{\phi + \rho K_d} \quad (2)$$

dimana R_d dan K_d masing-masing ialah faktor retardasi dan koefisien distribusi (m^3/kg); D_p dan D_a ialah koefisien difusi nuklida masing-masing dalam "rongga-air" dan dalam bentonit (m^2/s); ϕ ialah porositas bentonit dan ρ ialah densitas kering bentonit (kg/m^3). Dari persamaan (1) dan (2) tersebut diperlihatkan bahwa koefisien difusi dalam bentonit yang rendah berkaitan dengan faktor retardasi serta koefisien distribusi yang tinggi.

Bentonit merupakan batuan clay yang mengandung group mineral smektit sebagai komponen utama. Adanya mineral tersebut memberikan sifat bentonit memiliki konduktivitas hidraulik yang rendah serta kapasitas serap yang tinggi, disamping sifat swelling serta konduksi thermal yang baik^{3,4}. Group mineral smektit berdasarkan strukturnya dibedakan sebagai smektit di-oktahedral (montmorilonit, beidellite dan nontronite) dan smektit tri-oktahedral (hectorite, saponite dan stevensite)⁵. Diantara smektit tersebut, montmorilonit merupakan mineral paling menonjol, sehingga seringkali menggantikan kata smektit itu sendiri. Tergantung penggunaannya terdapat 2 jenis bentonit alami, yaitu Na-bentonit dan Ca-bentonite. Untuk digunakan sebagai bahan penyangga dalam sistem penyimpanan limbah tanah dalam, jenis Na-bentonite merupakan type bentonit lebih baik⁴. Untuk aplikasinya sebagai bahan penyangga, bentonit dikompaksi untuk memperoleh densitas tertentu, yang kadang-kadang perlu dicampur dengan "silica-sand" (pasir silika). Hal tersebut dimaksudkan untuk memperoleh unjuk kerja bentonit yang optimal untuk digunakan sebagai bahan penyangga. Umumnya kompaksi bentonit dilakukan untuk mencapai densitas antara 1800 - 2200 kg/m^3 .

Telah dikenal secara luas bahwa dalam beberapa hal unsur-unsur lantanida dan aktinida trivalen mempunyai sifat kimia yang mirip⁶. Analogi tersebut ialah karena adanya persamaan konfigurasi elektron kulit terluar, dimana dalam susunan berkala, pada kedua deret unsur tersebut berlangsung pengisian orbital f. Pada lantanida terdapat sifat kimia yang sangat berdekatan satu sama lain. Sementara lantanida dalam larutan stabil sebagai trivalen, sedangkan aktinida lebih bervariasi. Hal ini karena jarak orbital 5f lebih jauh dari inti atom dibandingkan 4f, sehingga interaksi antara inti atom dan elektron 5f lebih lemah.

Aktinida radioaktif pada umumnya mempunyai waktu paruh yang sangat panjang. Sebagai limbah aktinida ditimbulkan terutama dari reaksi pengaktifan neutron dalam bahan bakar^{8,9}. Dari hasil proses ulang bahan bakar bekas, setelah pemisahan dari hasil fisi, limbah yang mengandung aktinida dikelompokkan dalam kategori limbah α . Berkaitan dengan hal tersebut, aktinida radioaktif telah dipilih dalam seleksi radionuklida untuk digunakan dalam pengkajian unjuk kerja sistem penyimpanan limbah tanah dalam^{4,9}. Untuk beberapa radionuklida lantanida yang merupakan hasil fisi dalam bahan bakar bekas, disamping karena mempunyai aktivitas sangat tinggi, banyak dipelajari sebagai unsur model aktinida trivalen.

Dalam makalah ini disajikan kajian tentang migrasi aktinida dan lantanida dalam bentonit terkompaksi. Data diperoleh dari hasil pengukuran koefisien difusi nuklida untuk berbagai jenis bentonit, yang dilakukan di beberapa negara. Diharapkan dapat dijadikan acuan untuk penelitian dengan bentonit asal Indonesia dikemudian hari, yang selanjutnya dapat digunakan untuk pengkajian unjuk kerja sistem penyimpanan limbah.

PENGUKURAN KOEFISIEN DIFUSI

Proses difusi terutama diklasifikasikan menjadi difusi "non-steady state" dan difusi "steady state". Dalam hal difusi "non-steady state", parameter difusi dikenal dengan sebutan koefisien difusi dinamik, D_a (m^2/s). Percobaan difusi "non-steady" satu dimensi dengan metoda "in-diffusion" dilakukan dengan perendaman sel difusi berisi bentonit pada densitas tertentu, yang kesalah satu sisinya telah ditetaskan larutan unsur/radionuklida yang dipelajari. Jumlah bentonit yang diisi sesuai densitas yang diinginkan. Pengkondisian dengan perendaman spesimen bentonit dalam sel difusi dilakukan untuk mencapai kondisi jenuh. Perendaman spesimen bentonit dilanjutkan selama waktu tertentu untuk proses difusi, setelah penambahan sejumlah tertentu unsur yang dipelajari pada salah satu sisi spesimen bentonit tersebut.

Berdasarkan profil konsentrasi unsur/radionuklida dalam "slice" bentonit ditentukan sebagai fungsi jarak jejak, koefisien difusi diturunkan dari persamaan Fick II. Persamaan dasar difusi satu dimensi diberikan seperti berikut [10]:

$$\frac{\partial C(t, x)}{\partial t} = D_0 \frac{\partial^2 C(t, x)}{\partial x^2} \quad (3)$$

$C(t, x)$ ialah konsentrasi unsur terdifusi dalam spesimen bentonit untuk waktu t (s) dari jarak x (m). Dari penyelesaian persamaan tersebut diperoleh:

- a. Untuk zat terlarut pada jumlah kecil

$$C(t, x) = \frac{M}{2\sqrt{D_0 t}} \exp\left[-\frac{x^2}{4D_0 t}\right] \quad (4)$$

M ialah jumlah total zat terdifusi per satuan luas (kg/m).

- b. Untuk unsur dengan kelarutan rendah, pada penggunaan konsentrasi unsur yang melampaui kelarutannya, C_0

$$\frac{C(t, x)}{C_0} = \operatorname{erfc}\left[\frac{x}{2\sqrt{D_0 t}}\right] \quad (5)$$

$\operatorname{erfc}(Z)$ ialah "error function" komplementer:

$$\operatorname{erfc}(Z) = 1 - \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^Z \exp[-\eta^2] d\eta \quad (6)$$

$$Z = \frac{x}{2\sqrt{D_0 t}}$$

Pada persamaan (4) koefisien difusi D_0 dapat diperoleh dari persamaan garis konsentrasi dalam bentuk log, $\log C(t, x)$ sebagai fungsi kuadrat jarak jejak, x^2 . Sementara itu dari persamaan (6) tersebut koefisien difusi dapat diperoleh secara tidak langsung. Salah satunya dapat dilakukan ekspansi Maclarin, untuk menghasilkan persamaan berikut:

$$\frac{C(t, x)}{C_0} = 1 - \frac{2}{\sqrt{\pi}} \sum_{n=1}^{\infty} (-1)^{n-1} \frac{Z^{2n-1}}{(n-1)!(2n-1)} \quad (7)$$

BAHASAN

Pengukuran mobilitas lantanida dan aktinida dalam berbagai jenis bentonit telah banyak dilakukan. Umumnya, data yang ada dari beberapa negara-negara di Eropa dan Amerika Serikat (AS), ialah untuk jenis bentonit MX-80. Khususnya di Jepang digunakan bentonit Kunigel V1, dan di Canada digunakan bentonit Bearpaw. Kondisi larutan yang digunakan diantaranya air tanah sintesis (SGW) asal Swedia, Finland, Brine, maupun Canada, dan khususnya di Jepang menggunakan "porewater". Pada Tabel 1 dan Tabel 2 disajikan masing-masing komposisi air tanah sintesis (SGW) serta komposisi bentonit.

Pengukuran mobilitas lantanida dan aktinida dilakukan untuk mempelajari berbagai parameter, hasil pengukuran tersebut disajikan dalam Tabel 3. Untuk pengukuran koefisien difusi unsur-unsur tersebut, pada umumnya digunakan radionuklida, yaitu baik sebagai radioperunut maupun yang berasal dari radiolisa

dalam bahan bakar bekas. Untuk beberapa data koefisien difusi yang ada, juga disertakan data sorpsi yang diperoleh dengan "batch experiment", berupa koefisien distribusi K_d (m^3/kg). Data sorpsi dalam bentonit untuk beberapa unsur, termasuk lantanida dan aktinida, juga telah dirangkum dalam laporan teknis NAGRA^[11].

Tabel 1. Komposisi bentonit (%).

Mineral	MX-800 (AS) ^[11]	Kunigel V1 (Jepang) ^[4]	Berapaw (Canada) ^[21]
Na-montmorillonit	75	46 - 49	80
Illite			10
Quartz	15,2	29 - 38	minor
Glimer	< 1		
Feldspar/plagioklas	5 - 8	2,7 - 5,5	minor
Kalsit/Carbonate	1,4	2,1 - 2,6	minor
Kaolinite	< 1	-	
Zeolit		3,0 - 3,5	
Dolomit		2,0 - 3,8	
Pirit	0,3	0,3 - 0,7	
Organic Carbon	0,4		minor
Lain ²	2		

Tabel 2. Komposisi "synthetic ground water" (SGW)

Komponen	Swedia ^[7] (ppm)	Brine-AS ^[22]
Bicarbonate, HCO ₃		0,01
Borate		0,02
Sulfat, SO ₄	870	
Chlorida, Cl	132	5,60
Silica, SiO ₂		
Nitrat, NO ₃	6,8	
Potassium, K	11	0,8
Sodium, Na	670	1,8
Calcium, Ca	6,6	0,02-0,03
Magnesium, Mg	1,7	1,4
Cs & Sr masing2		10 ⁻⁵ - 10 ⁻⁴
Ionic Strength		
pH	8,8 - 9,0	6,5

Secara khusus pada penggunaan bentonit Kunigel V1, dilakukan pengaruh densitas terhadap mobilitas unsur, seperti dirangkum pada Gambar 1^[12,13]. Mayoritas percobaan dengan kompaksi tinggi, mempelajari pengaruh kondisi fasa larutan, yaitu kondisi reduksi-oksidasi, maupun penambahan zat pengompleks ke dalam larutan, terhadap mobilitas aktinida^[14,15,16,17,18]. Pada bagian lain juga, dibandingkan jenis Na-bentonit dan Ca-bentonit^[19], disamping penggunaan campuran bentonit - pasir silika^[20,21]. Dalam beberapa hal dilakukan percobaan pada kompaksi rendah untuk bentonit Brock dan Sardinian^[22,23,24]. Walaupun kemungkinan tidak untuk digunakan sebagai bahan penyangga, secara khusus bentonit "pemurnian", Kunipia, digunakan untuk pengukuran mobilitas unsur^[25,26]. Bentonit "pemurnian" tersebut merupakan hasil proses pemurnian, dengan kandungan 99% montmorilonit.

Perilaku lantanida (Sm, Eu) dan aktinida (Th, Pa, U, Np, Pu, Am, Cm) dalam bentonit dibahas dan dipelajari dalam uraian berikut.

Lantanida

Keseragaman sifat kimia lantanida diperlihatkan diantaranya oleh adanya kesamaan pola spesiasi unsur-unsur tersebut sebagai fungsi pH. Spesi dominan dalam larutan yang mengandung karbonat masing-masing pada kondisi asam, netral dan basa, ialah Ln^{3+} , LnCO_3^+ dan $\text{Ln}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ ^[27,28], walaupun demikian keberadaan spesi-spesi tersebut terletak pada nilai pH yang berbeda untuk tiap anggota lantanida. Data koefisien difusi lantanida dalam berbagai bentonit disajikan pada Tabel 3.

Tabel 3. Koefisien difusi (m^2/s) lanthanida dalam bentonit terkompaksi.

Unsur	Jenis Bentonit, Densitas (kg/m^3), Kondisi percobaan	Jumlah mol	Waktu (hari)	$D_a \times 10^{14}$ (m^2/s)	Kd (m^3/kg)	Acuan
Sm	Kunigel V1, 1400	1×10^{-7}	45	40	30	[13]
	• "porewater", pH 8					
	• "porewater", pH 11	1×10^{-7}	45	30	40	[13]
	Kunigel V1, 1800	1×10^{-7}	55	1,0	0,8	[13]
	• "porewater", pH 8					
	• "porewater", pH 11	1×10^{-7}	55	0,8		[13]
Kunigel V1, 2000				0,65	[13]	
• "porewater", pH 8 (estimasi)						
• "porewater", pH 11 (estimasi)				0,67	[13]	
Eu	Brock (AS), 1000	9×10^{-11}		10		[22]
	• SGW Brine (AS)					
	MX-80, 2000	hasil fisi	386	0,2		[17]
	• leaching SF dalam kondisi $\text{HNO}_3\text{-HCl}$					

Dari pengukuran mobilitas samarium, dengan isotop stabil, diperlihatkan bahwa mobilitas samarium dalam bentonit Kunigel V1 bervariasi seperti disajikan pada Gambar 1. Pada Gambar tersebut koefisien difusi samarium berkurang sebagai fungsi densitas^[13]. Perbedaan kondisi fasa larutan, yaitu untuk pH = 8 dan pH = 11, tidak berpengaruh terhadap mobilitas samarium. Hasil perhitungan menunjukkan bahwa SmCO_3^+ dan $\text{Sm}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ merupakan spesi dominan masing-masing pada pH = 8 dan pH = 11^[27]. Dalam hal ini dapat dinyatakan bahwa proses difusi samarium dalam bentonit didominasi oleh spesi-spesi tersebut. Hasil estimasi untuk densitas bentonit $\rho = 2000 \text{ kg}/\text{m}^3$ diperoleh koefisien difusi samarium $D_a = 6,5 \times 10^{-15}$ dan $6,7 \times 10^{-15} \text{ m}^2/\text{s}$, masing-masing pada pH = 8 dan pH = 11. Penelitian lebih lanjut perlu dilakukan, untuk mendapatkan data yang dapat menjelaskan perilaku secara detail.

Hasil lain dengan bentonit MX-80 dan fasa larutan "SGW" Swedia diperlihatkan bahwa pada densitas $\rho = 2000 \text{ kg}/\text{m}^3$ mobilitas europium lebih lambat dibandingkan samarium dalam Kunigel V1^[17]. Hal ini berkaitan dengan kandungan montmorilonit lebih tinggi dalam MX-80. Sementara itu pada penggunaan bentonit Brock, dengan fasa larutan "SGW" Brine, diperlihatkan bahwa mobilitas europium lebih cepat dalam (*), pada densitas $\rho = 1000 \text{ kg}/\text{m}^3$, dengan koefisien difusi $D_a = 1 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$ ^[22].

Disamping penurunan mobilitas pada kenaikan densitas dari hasil tersebut diatas dapat juga disimpulkan bahwa mobilitas yang rendah diperlihatkan untuk bentonit dengan kandungan montmorilonit lebih besar.

Thorium

Thorium dalam larutan berada sebagai tetravalen, Th(IV). Diperkirakan pada kondisi air tanah alami sangat mudah terhidrolisa dan tersorpsi kuat pada fasa padatan. Karenanya dapat dinyatakan bahwa mobilitas thorium sangat lambat. Pada kondisi fasa larutan "SGW" Swedia koefisien difusi thorium dalam bentonit MX-80 sangat rendah^[14,16]. Hal ini sesuai dengan koefisien distribusi yang tinggi, seperti disajikan pada Tabel 4. Dibandingkan dengan nuklida hasil fisi, seperti Sr, Tc, I dan Cs, koefisien difusi thorium berada 2 - 3 orde "pangkat puluhan" lebih rendah^[29].

Tabel 4. Koefisien difusi (m^2/s) thorium, protactinium dan uranium dalam bentonit terkompaksi.

Unsur	Jenis Bentonit, Densitas (kg/m^3), Kondisi percobaan	Jumlah mol	Waktu (hari)	$D_a \times 10^{14}$ (m^2/s)	Kd (m^3/kg)	Acuan
Th	MX-80, 2000 • SGW Swedia	1×10^{-14}	64	0,85	f 6	[14]
				0,77		[17]
Pa	MX-80, 2000 • SGW Swedia	1×10^{-13} 2×10^{-14}	72 76	\square 60	5,0	[14]
				62		[17]
U	MX-80, 2000 • SGW Swedia	1×10^{-8} 1×10^{-8} 3×10^{-7}	62	82	0,093	[14]
				10		[15]
				64		[17]
		• SGW Swedia, 600 ppm HCO_3^- dalam larutan	1×10^{-8}	54	34	[14]
					23	[16]
					94	[14]
		• SGW Swedia, 10 ppm asam Humus dalam larutan	1×10^{-8}	62	68	[16]
					11	[14]
					1,6	[15]
		• SGW Swedia, 0,5% Fe dalam bentonit	1×10^{-8} 1×10^{-8} 3×10^{-7}	53	16	[16]
					38	[14]
					8	[15]
		• SGW Swedia, 1% $Fe_3(PO_4)_2$ dalam bentonit	1×10^{-8} 1×10^{-8} 3×10^{-7}	63	31	[16]
					1,2	[16]
					2,8	[18]
• SGW Swedia, Fe dalam bentonit	$1-2 \times 10^{-9}$	387	14	[18]		
			14	[18]		
			14	[18]		
• SGW Swedia, FeO dalam bentonit	$1-2 \times 10^{-9}$	387	14	[18]		
			14	[18]		
			14	[18]		
• SGW Swedia, Cu dalam bentonit	$1-2 \times 10^{-9}$	387	14	[18]		
			14	[18]		
			14	[18]		
MX-80/Sand 1/9, 2000 • SGW Swedia	4×10^{-9}	81	200	0,0005	[20]	
			200	0,0005	[20]	

Protactinium

Pada kondisi teroksidasi diperkirakan protactinium berada pada tingkat oksidasi +5, yaitu sebagai PaO_2^+ , walaupun demikian kelakuannya tidak seperti umumnya aktinida pentavalen lainnya. Sorpsi yang kuat dengan koefisien distribusi, $K_d = 5 m^3/kg$, tidak konsisten dengan mobilitasnya yang relatif tinggi^[14,16]. Data mobilitas protactinium disajikan pada Tabel 4.

Uranium

Dalam kondisi teroksidasi uranium berada sebagai heksavalen, UO_2^+ atau UO_2^{2+} , dengan sorpsi yang lemah. Pengamatan oleh Torstenfelt memperlihatkan adanya 3 fraksi dengan mobilitas berbeda, yaitu dengan koefisien difusi $D_a = 3,4 \times 10^{-12} m^2/s$, $D_a = 6,4 \times 10^{-13} m^2/s$ dan $D_a = 2,7 \times 10^{-13} m^2/s$ ^[16]. Mobilitas

fraksi paling cepat diperkirakan menyamai mobilitas "water-front", dan mobilitas tersebut diamati sebagai ciri unsur bebas. Fraksi lainnya kemungkinan berupa kompleks uranium hexavalen yang berbeda, dengan koefisien difusi masing-masing berada pada orde yang sama seperti sebelumnya^[14,15]. Namun dinyatakan bahwa fraksi uranium paling dominan mempunyai koefisien difusi $D_a = 6,4 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$. Hasil-hasil pengukuran mobilitas uranium dalam berbagai bentonit diperlihatkan pada Tabel 4.

Dalam kondisi tereduksi, adanya Fe dalam bentonit, masih terdapat fraksi uranium sangat mobil dengan koefisien difusi, $D_a = 3,3 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$. Namun mobilitas fraksi dominan turun dengan faktor 3^[14,16]. Hal tersebut diperkirakan terjadi reduksi U(VI) menjadi U(IV), yang menyebabkan mobilitas uranium turun. Pada penambahan Fe, FeO dan Cu masing-masing ke dalam bentonit, diperlihatkan adanya penurunan koefisien difusi dibandingkan tanpa penambahan pereduksi^[18]. Masing-masing dengan urutan $\text{Fe} < \text{FeO} < \text{Cu}$. Hal ini dapat dijelaskan bahwa potensial redoks terhadap uranium lebih kuat untuk Fe dibandingkan Cu.

Pada penambahan pengompleks $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$, NaHCO_3 , atau Asam humus, tidak secara nyata mempengaruhi mobilitas uranium dalam bentonit terkompaksi^[14,16]. Konstanta pembentukan kompleks uranium dengan HPO_4^{2-} diperkirakan tinggi, dengan $\log K_1 = 8,4$ ^[20].

Pada kondisi teroksidasi dalam campuran bentonit MX-80/silica-sand (1/9), terdapat kenaikan dengan faktor 2,5^[20], dibandingkan dengan bentonit murni untuk densitas yang sama, $\rho = 2000 \text{ kg/m}^3$ ^[14].

Neptunium

Neptunium ada dalam tingkat oksidasi pentavalen, sebagai NpO_2^+ . Pada kondisi teroksidasi, seperti diperlihatkan untuk uranium diamati adanya 3 tipe mobilitas, dengan koefisien difusi $D_a = 1,2 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$, $D_a = 3,7 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$ dan $D_a = 4,6 \times 10^{-14} \text{ m}^2/\text{s}$ ^[16]. Seperti pada uranium fraksi paling mobil menyamai mobilitas "water-front". Migrasi fraksi dominan, yang diperkirakan berupa AnO_2^+ dan AnO_2^{2+} , hampir sama dengan proaktinium maupun fraksi dominan uranium, serta dengan yang dihasilkan sebelumnya^[14]. Data mobilitas neptunium disajikan pada Tabel 5.

Pada penambahan logam Fe ke dalam bentonit neptunium direduksi menjadi Np(IV) dengan penurunan turunya koefisien difusi. Demikian pula halnya dengan penambahan $\text{Fe}_2(\text{PO}_4)_2$ ke dalam bentonit, nilai mobilitas turun. Hal ini tidak cocok dibandingkan untuk uranium. Dapat dijelaskan dengan konstanta kesetimbangan reduksi NpO_2^+ oleh Fe^{2+} sebesar 0,29 pada 25 °C, dibandingkan untuk reduksi UO_2^{2+} , sebesar 10^{-15} . Jadi dalam hal ini neptunium direduksi oleh Fe^{2+} dan membentuk kompleks dengan HPO_4^{2-} ^[20] atau terhidrolisa menjadi $\text{Np}(\text{OH})_4$ atau NpO_2 , sedangkan uranium dalam hal terjadinya reduksi segera akan teroksidasi kembali menjadi uranium heksavalen.

Pada penambahan pereduksi Fe, FeO dan Cu ke dalam bentonit^[18], seperti pada uranium juga diperlihatkan adanya penurunan koefisien difusi dibandingkan tanpa penambahan pereduksi. Mobilitas masing-masing dengan urutan $\text{Fe} < \text{FeO} < \text{Cu}$, seperti diperlihatkan pada Tabel 4.

Pengamatan mobilitas neptunium dalam bentonit Kunigel V1 sebagai fungsi densitas, seperti disajikan pada Gambar 1^[2]. Koefisien difusi neptunium turun terhadap kenaikan densitas. Lebih tajamnya pola penurunan koefisien difusi terhadap kenaikan densitas, kemungkinan karena adanya peran eksklusi ionik dalam bentonit yang lebih mampat. Seperti halnya dengan bentonit Kunigel V1, dalam bentonit Kunipia terdapat kecenderungan yang sama penurunan koefisien difusi, terhadap kenaikan densitas^[25]. Dibandingkan dalam Kunigel V1, mobilitas neptunium lebih lambat untuk bentonit Kunipia, seperti diperlihatkan pada Gambar 2. Hal ini ialah karena kandungan montmorilonit dalam bentonit Kunipia jauh lebih besar.

Dalam campuran bentonit MX-80/silica-sand (1/9), pada densitas $\rho = 2000 \text{ kg/m}^3$, diperlihatkan koefisien difusi, $D_a = 3,98 \times 10^{-12}$ ^[20]. Dibandingkan dengan bentonit tanpa pencampuran terdapat kenaikan dengan faktor 10^[14,16]. Dibandingkan dalam Ca-bentonit, koefisien difusi dalam Na-bentonit sedikit lebih tinggi^[19].

Plutonium

Dibawah kondisi teroksidasi plutonium sebagai tetravalen, yang hampir terserap sempurna, dan diperlihatkan mobilitas plutonium sangat rendah. Koefisien difusi, $D_a \approx 1,9 \times 10^{-17} \text{ m}^2/\text{s}$ untuk waktu difusi sekitar 1 tahun. Seperti halnya dengan uranium dan neptunium, pada plutonium juga diamati adanya fraksi dengan mobilitas tinggi, $3,2 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$, yang menyamai mobilitas "front water"^[14,15]. Hasil lain dengan menggunakan jenis dan densitas bentonit yang sama, MX-80 pada densitas, $\rho = 2000 \text{ kg/m}^3$, diperlihatkan bahwa mobilitas plutonium rendah, dengan koefisien difusi maksimum, $D_a (\text{maks}) = 5 \times 10^{-16} \text{ m}^2/\text{s}$ ^[17]. Rendahnya koefisien difusi tersebut menunjukkan bahwa plutonium berada sebagai tetravalen yang hampir

terserap sempurna. Pada penambahan pereduksi Fe dalam bentonit, diperlihatkan adanya penurunan koefisien difusi dengan faktor 2, yaitu $D_a = 3 \times 10^{-16} \text{ m}^2/\text{s}$ ^[16]. Data koefisien difusi plutonium disajikan pada Tabel 6.

Tabel 5. Koefisien difusi (m^2/s) neptunium dalam bentonit terkompaksi.

Unsur	Jenis Bentonit, Densitas (kg/m^3), Kondisi percobaan	Jumlah mol	Waktu (hari)	$D_a \times 10^{14}$ (m^2/s)	K_d (m^3/kg)	Acuan
Np	Kunigel V1, 1400					
	• "porewater"	-	-	1500		[12]
	Kunigel V1, 2000					
	• "porewater"	-	-	20		[12]
	MX-80, 780					
	• "porewater", ion Na dalam fasa larutan	$2 \cdot 10 \times 10^{-6}$	2	149 116 158	0,068 0,083 0,080	[19]
	• "porewater", ion Ca dalam fasa larutan	$2 \cdot 10 \times 10^{-6}$	2	48 84 116	0,143 0,081 0,019	[19]
	• "porewater", EDTA dalam fasa larutan	$2 \cdot 10 \times 10^{-6}$	2	59 64	0,065	[19]
	• "porewater", Asam Citrat dalam fasa larutan	$2 \cdot 10 \times 10^{-6}$	2	42 57	0,56	[19]
	• "porewater", Asam humus dalam fasa larutan	$2 \cdot 10 \times 10^{-6}$	2	11 13	0,065	[19]
	MX-80, 2000,					
	• SGW Swedia	1×10^{-9} 1×10^{-9} 5×10^{-6}	69	37 22 37	0,12	[14] [15] [16]
	• SGW Swedia, 0,5% Fe dalam bentonit	1×10^{-6} 5×10^{-9}	322	0,45 4,2	0,12	[15] [16]
	• SGW Swedia, 1% $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ dalam bentonit	5×10^{-6}	212	2,1	0,12	[16]
	• SGW Swedia, Fe dalam bentonit	$4 - 8 \times 10^{-8}$	380	0,092		[18]
	• SGW Swedia, FeO dalam bentonit	$4 - 8 \times 10^{-8}$	246	3,5		[18]
	• Cu dalam bentonit	$4 - 8 \times 10^{-8}$	148	17		[18]
	MX-80/Sand 1/9, 2000					
	• SGW Swedia	5×10^{-8}	12	400	0,0005	[20]

Dengan menggunakan campuran MX-80/silica-sand (1/9), koefisien difusi maksimum yang diperkirakan berdasarkan difusivitas selama minimum 391 hari, diperoleh $D_a(\text{maks}) = 1 \times 10^{-15} \text{ m}^2/\text{s}$ ^[20], yang dibandingkan dengan bentonit alami berada pada orde yang sama^[16]. Pada berbagai komposisi campuran serta densitas kompaksi tinggi, $\rho = (1620 - 2330) \text{ kg}/\text{m}^3$, tidak diperlihatkan perbedaan nyata mobilitas plutonium^[21].

Pada penggunaan bentonit Kunipia "pemurnian", diperlihatkan bahwa mobilitas plutonium juga rendah, pada densitas $\rho = 200 \text{ kg}/\text{m}^3$. Seperti pada percobaan-percobaan lainnya dengan percobaan "in-diffusion", pada penggunaan larutan plutonium yang ditetaskan pada salah satu sisi bentonit dalam sel difusi, diperoleh koefisien difusi, $D_a = 7 \times 10^{-14} \text{ m}^2/\text{s}$ (330 hari). Hasil tersebut sama dengan yang diperoleh pada penggunaan lempeng gelas yang didoping dengan larutan Pu, "Pu-doped glass", yang memberikan koefisien difusi masing-masing, $D_a = 7,4 \times 10^{-14} \text{ m}^2/\text{s}$ (313 hari) dan $D_a = 7,8 \times 10^{-14} \text{ m}^2/\text{s}$ (706 hari)^[26].

Tabel 6. Koefisien difusi (m^2/s) plutonium dalam bentonit terkompaksi.

Unsur	Jenis Bentonit, Densitas (kg/m^3), Kondisi percobaan	Jumlah mol	Waktu (hari)	$D_a \times 10^{14}$ (m^2/s)	Kd (m^3/kg)	Acuan
Pu	MX-80, 2000					
	• SGW Swedia	1×10^{-9}	53	3	3,5	[14]
		3×10^{-5}	316	$\square 0,19$		[16]
	• SGW Swedia, 0,5% Fe dalam bentonit	4×10^{-10}	461	$\square 0,03$		[18]
	MX-80, 2000,					
	• leaching SF dalam kondisi HNO_3-HCl	hasil aktivasi	386	0,05		[17]
	MX-80/Silica-sand 1/9, 2000					
	• SGW Swedia	1×10^{-9}	391	$\square 0,1$	-	[20]
	Bearpaw/Silica-sand 1/9, 2100					
	• SGW Canada, pH 8	5×10^{-9}	60	4	150	[21]
	Bearpaw/Silica-sand 1/9, 2300					
	• SGW Canada, pH 8	5×10^{-9}		4		[21]
	Bearpaw/Silica-sand 1/4, 1700					
	• SGW Canada, pH 8	5×10^{-9}	60	3,0	370	[21]
Bearpaw/Silica-sand 1/4, 2100						
• SGW Canada, pH 8	5×10^{-9}	60	1,0	370	[21]	
Bearpaw/Silica-sand 1/1, 1400						
• SGW Canada, pH 8	5×10^{-9}	60	3,0	770	[21]	
Bearpaw/Silica-sand 1/1, 1600						
• SGW Canada, pH 8	5×10^{-9}	60	2,0	770	[21]	

Amerisium

Mobilitas amerisium mirip dengan mobilitas thorium, dan terutama dengan plutonium^[16]. Sifat immobil untuk waktu difusi 524 hari, diperlihatkan bahwa koefisien difusi amerisium rendah, seperti yang diperoleh sebelumnya^[14]. Untuk kondisi larutan dan bentonit yang sama dibandingkan plutonium, amerisium bersifat lebih mobil^[17]. Dalam kondisi adanya karbonat dalam larutan, dengan waktu difusi hingga 350 hari, tidak mengubah mobilitas amerisium.

Variasi mobilitas amerisium dalam bentonit Kunigel V1 sebagai fungsi densitas, disajikan pada Gambar 1. Seperti pada unsur lainnya koefisien difusi amerisium turun dengan kenaikan densitas^[12]. Pada penggunaan bentonit MX-80 diharapkan mobilitas amerisium lebih cepat pada kompaksi rendah dibandingkan pada kompaksi tinggi. Namun untuk pH tinggi ditunjukkan bahwa mobilitas amerisium tetap sangat lambat^[23], yang berada pada yang orde "magnitude" sama dengan kompaksi tinggi pada pH netral. Pada pH tinggi tersebut $Am(CO_3)_3^{3-}$ merupakan spesi dominan, yang berada dalam bentuk koloid. Sekalipun dengan pH dan porositas bentonit yang tinggi, amerisium disamping terhidrolisa secara kuat sehingga juga akan tersorpsi secara kuat, mekanisme retardasi dikendalikan oleh "eksresi ion" atau "filtrasi molekuler", yang dengan demikian amerisium hampir immobil.

Dalam campuran bentonit MX-80/silica-sand (1/9), pada densitas bentonit $\rho = 2000 \text{ kg/m}^3$, ditunjukkan koefisien difusi, $D_a = 3,16 \times 10^{-15}$,^[20] lebih tinggi dengan faktor 25 dibandingkan dengan bentonit alami^[14].

Dalam bentonit Kunipia mobilitas amerisium meningkat dengan kenaikan densitas^[25]. Namun pola penurunan mobilitas amerisium tersebut berbeda dibandingkan neptunium, seperti diperlihatkan pada Gambar 2. Diperlihatkan bahwa pola penurunan mobilitas neptunium sama, untuk bentonit Kunipia maupun Kunigel V1. Sedangkan untuk amerisium, koefisien difusi dalam bentonit Kunipia lebih tinggi daripada dalam bentonit Kunigel V1, pada densitas rendah. Selanjutnya penurunan mobilitas dalam bentonit Kunipia lebih cepat daripada dalam bentonit Kunigel V1, dan koefisien difusi lebih tinggi untuk bentonit Kunigel V1 dari pada bentonit Kunipia. Namun hingga saat ini belum terdapat penjelasan lebih detail tentang hal tersebut.

Tabel 7. Koefisien difusi (m^2/s) amerisium dan curium dalam bentonit terkompaksi.

Unsur	Jenis Bentonit, Densitas (kg/m^3), Kondisi percobaan	Jumlah mol	Waktu (hari)	$D_a \times 10^{14}$ (m^2/s)	Kd (m^3/kg)	Acuan
Am	Kunigel V1, 1800	-	-	0,15		[12]
	• "porewater" (estimasi)	-	-	0,09		[12]
	Kunigel V1, 2000	-	-			
	• "porewater" (estimasi)	-	-			
	MX-80, 2000					
	• SGW Swedia	1×10^{-9}	77	1,4	6,6	[14]
		4×10^{-9}	524	□ 1,3		
	• SGW Swedia, 600 ppm HCO_3^- dalam larutan	4×10^{-9}	350	□ 2,8	6,6	[16]
Am	• leaching SF dalam kondisi HNO_3-HCl	hasil aktivasi	386	0,2		[17]
	MX-80/Silika (1/9), 2000					
	• SGW Swedia (pH \approx 8)	1×10^{-8}	378	30	0,2	[20]
	Sardinian (Na-bentonit dari Ca-bentonit), 1100					
	• Syntetic-concrete-water, pH 15,3	hasil aktivasi	36	3,0		[23]
Cm	MX-80, 2000					
	• leaching SF dalam kondisi HNO_3-HCl	hasil aktivasi	386	0,2		[17]

Curium

Dibandingkan plutonium, untuk kondisi larutan dan bentonit yang sama amerisium bersifat lebih mobil dengan koefisien difusi $2 \times 10^{-15} m^2/s$ [17]. Dalam susunan berkala curium berdekatan dengan amerisium, karena itu diharapkan sifat kimia curium analog dengan amerisium yang dalam larutan lebih dominan sebagai trivalen. Demikian pula spesiasi curium dalam larutan juga diharapkan seperti pada amerisium. Untuk digunakan dalam pengkajian unjuk kerja sistem penyimpanan limbah, data untuk curium banyak diadopsi dari data untuk amerisium [11].

Secara keseluruhan dapat dinyatakan bahwa lantanida dan aktinida bersifat "immobil", koefisien difusi rendah. Seperti disajikan pada Gambar 1 mobilitas lantanida maupun aktinida berada beberapa orde "pangkat puluhan" lebih rendah dibandingkan unsur tak-terserap, seperti pada tritium. Dibandingkan dengan aktinida, koefisien difusi lantanida, dalam hal ini samarium, berada 1 orde lebih tinggi dibandingkan aktinida trivalen, amerisium, namun lebih rendah dibandingkan aktinida lain, neptunium, maupun radionuklida "mobil" seperti cesium, technesium dan tritium. Dalam hal ini tritium merupakan model unsur yang tidak tersorpsi oleh bentonit, dimana mobilitas tritium dapat digunakan sebagai mobilitas unsur dalam "rongga air". Koefisien difusi untuk tritium tersebut dapat digunakan sebagai D_p pada persamaan (1) dan (2).

Dikaitkan dengan keadaan riil di alam, kondisi anaerobic berkaitan dengan kondisi air tanah dalam keadaan tereduksi. Kondisi tersebut secara umum memberikan mobilitas aktinida yang cenderung rendah. Pada penggunaan campuran bentonit/silica-sand, walaupun mobilitas radionuklida umumnya lebih cepat, koefisien difusi radionuklida masih dapat dinyatakan rendah. Dengan menggunakan persamaan 1, dapat diperkirakan faktor retardasi yang akan digunakan dalam pengkajian unjuk kerja penghalang rekayasa sistem penyimpanan limbah radioaktif. Berdasarkan persamaan tersebut dapat dinyatakan bahwa koefisien difusi makin rendah akan memberikan koefisien retardasi yang tinggi. Hal tersebut merupakan faktor "favourable" bagi retardasi migrasi radionuklida dalam bentonit sebagai bahan penyangga.

SIMPULAN

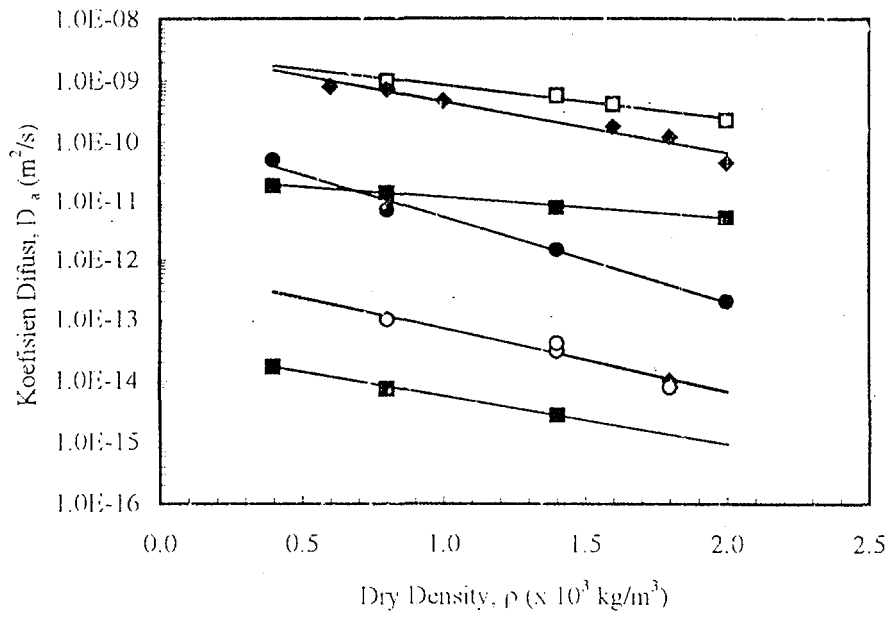
Dari studi pustaka ini telah diperoleh sejumlah informasi tentang mobilitas beberapa unsur lantanida dan aktinida dalam bentonit terkompaksi. Namun demikian masih banyak fenomena yang masih perlu penjelasan lebih lanjut, disamping yang belum terungkap. Mobilitas dikuantifikasikan sebagai koefisien difusi. Dari keseluruhan informasi yang diperoleh, diperlihatkan bahwa lantanida dan aktinida merupakan unsur "immobil" dalam bentonit terkompaksi, dengan banyak variasi nilai koefisien difusi. Variasi nilai koefisien difusi tersebut berkaitan erat dengan kondisi percobaan maupun karakteristik bentonit. Secara umum koefisien difusi turun terhadap kenaikan densitas bentonit. Pada densitas tinggi peran kandungan montmorillonit dalam bentonit dominan. Umumnya untuk kandungan montmorillonit yang lebih tinggi memberikan koefisien difusi lebih rendah. Hal yang sama juga ditunjukkan pada penggunaan campuran bentonit "silica-sand", dengan koefisien difusi lebih tinggi dibandingkan bentonit tanpa campuran. Peran lain terhadap mobilitas unsur/radionuklida ialah kondisi redoks, pH, maupun adanya pengompleks, yang dalam beberapa hal menyebabkan perubahan spesiasi dalam larutan, yang dapat pula mengubah nilai koefisien difusi. Selanjutnya sifat immobilitas lantanida dan aktinida tersebut penting untuk diterapkan dalam penyusunan rancang bangun sistem penyimpanan limbah.

Sementara itu, data yang ada ialah untuk beberapa bentonit yang sudah banyak dikenal di dunia. Namun dalam perencanaan untuk diaplikasikan di Indonesia, belum cukup data tentang mobilitas radionuklida yang dikenal. Karena itu pada masa yang akan datang perlu dilakukan percobaan-percobaan lebih banyak menggunakan bentonit asal Indonesia.

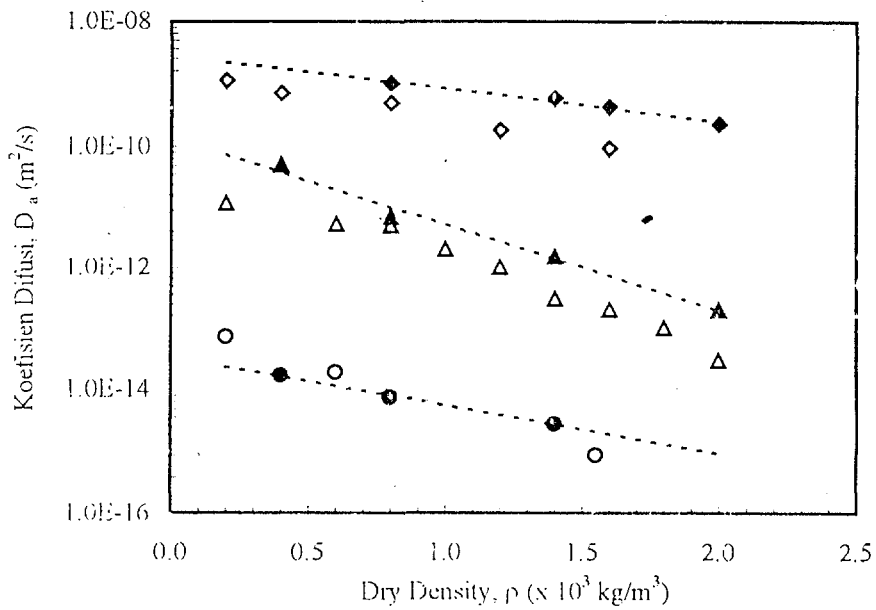
DAFTAR ACUAN

1. N.A. CHAPMAN, I.G. MCKINLEY: "The geological disposal of nuclear waste", John Wiley and Sons, Inc., New York (1987).
2. NEA: "Geological disposal of radioactive waste: An overview of the current status of understanding and development". OECD, Paris (1984).
3. PUSCH, R., Use of Clays as Buffers in Radioactive Repository, Univ. Lulea (1983).
4. PNC, Research and Development on Geological Disposal of High-Level Radioactive Waste, PNC-TN1410 93-012, PNC Technical Report, Tokyo (1993).
5. CALAS, R., PASCAL, P., "Nouveau traite de Chimie Mineral", Vol. IV, Masson & Cie. Ed., Paris (1965), 182.
6. COTTON, F.A., WILKINSON, G., Advance Inorganic Chemistry, Wiley Eastern Private Limited, New Delhi (1969).
7. CHAMPION, J., Chimie des Actinides, in *Genie Nucleaire, Mecanique et Chaleur, B 8 II*, Techniques de l'Ingenieur, Paris (1989), 3520.
8. SOUSSELIER, Y., Dechet radioaktif, *ibid*, 3360.
9. BENEDICT, M., PIGFORD, T.H., LEVI, H.W.: *Nuclear Chemical Engineering*, 2nd Ed., McGraw-Hill Book Company, New York, 1981.
10. CRANK, J., The Mathematics of Diffusion, 2nd ed, Oxford Univ. Press, London (1975).
11. MCKINLEY, I.G., HADERMANN, J., Radionuclide Sorption Database for Swiss Safety Assessment, NAGRA, Technical Report 84-40 (1985).
12. SATO, H., ASHIDA, T., KOHARA, Y., YUI, M., Study of Retardation Mechanism of ³H, ⁹⁹Tc, ¹⁵⁷Cs, ²³⁷Np, and ²⁴¹Am in Compacted Bentonit, *Sci. Basis Nucl. Waste Manag. XVI (MRS, 294)*, 403 (1993).
13. BUDIMAN-S, P., SATO, H., Difusi Samarium dalam Bentonit Terkompaksi, Makalah disajikan pada *Pertemuan dan Presentasi Ilmiah Penelitian Dasar Ilmu Pengetahuan dan Teknologi Nuklir*, PPNY Yogyakarta (1997).
14. TORSTENFELT, B., KIPATSI, H., ANDERSSON, K., ALLARD, B., OLOFSSON, U., Transport of Actinides Through a Bentonit Backfill, *Sci. Basis Nucl. Waste Manag.*, Elsevier Sci. Publ. Co., 659 (1982).
15. TORSTENFELT, B., ALLARD, B., The retention of Redox Sensitive Waste Element in Compacted Bentonit, *Sci. Basis Nucl. Waste Manag.*, (MRS 26), 789 (1982).
16. TORSTENFELT, B., Migration of the Actinides Thorium, Protactinium, Uranium, Neptunium, Plutonium and Americium in Clay, *Radiochim. Acta 159*, 105 (1986).
17. ALBINSSON, Y., FORSYTH, R., SKARBEMARK, G., SKALBERG, M., TORSTENFELT, B., Leaching/Migration of UF₂ in Compacted Bentonit, *Sci. Basis Nucl. Waste Manag. XIII (MRS, 176)*, 559 (1990).

18. ALBINSSON, Y., CHRISTIANSEN-SATMARK, B., ENKVIST, I., JOHANSSON, W., Transport of Actinides and Tc through a Bentonit Backfill Containing Small Quantities of Iron and Copper, *Radiochim Acta* **52/53**, 283 (1991).
19. STAUNTON, S., CLAY, P.G., REES, R.V.C., Diffusion of Neptunium(V) in Clays, *Radiochim. Acta* **49**, 147 (1990).
20. ALBINSSON, Y., ENKVIST, Diffusion of Am, Pu, U, Np, Np, Cs, I and Tc in Compacted Sand-Bentonit Mixture, *RadWaste Manag. Nucl. Fuel Cycle*, **15**(4), 221 (1991).
21. SHARMA, H.D., OSCARSON, D.W., Diffusion of Plutonium(IV) in Dense Bentonit-Based Materials, *Sci. Basis Nucl. Waste Manag. XII (MRS, 127)*, 736 (1989).
22. NOWAK, E.J., Diffusion of Radionuclides in Brine-Saturated Backfill Barrier Material, *Sci. Basis Nucl. Waste Manag. VI (MRS, 15)*, 735 (1983).
23. CHRISTIANSEN, B., TORSTENFELT, B., Diffusion of Nickel, Strontium, Iodine, Cesium and Americium in Loosely Compacted Bentonit at High pH, *Radiochim. Acta* **44/45**, 219 (1988).
24. MUURINEN, A., PENTILLA-HILTUNEN, P., UUSHEIMO, K., Diffusion of Chloride and Uranium in Compacted Sodium Bentonit, *Sci. Basis Nucl. Waste Manag. XII (MRS, 127)*, 743 (1989).
25. SATO, H., ASHIDA, T., KOHARA, Y., YUI, M., SASAKI, N., Effect Dry Density on Diffusion of Some Radionuclides in Compacted Bentonit, *J. Nucl. Sci. Technol.* **29** (9), 873 (1992).
26. ASHIDA, T., KOHARA, Y., YUI, M., Migration Behavior of Pu Released from Pu-doped Glass in Compacted Bentonit, *Radiochim. Acta* **66/67**, 359 (1994).
27. SATO, H., GIS - PNC Tokai-Works, Komunikasi Pribadi.
28. BUDIMAN-S, P., Study of the Sorption of Actinide Analogues on Calcite and Smectite as a Model to Predict the Evolution of Radicactive Waste Disposal in Geological Sites, PhD. Disertation (F), Univ Paris XI (1991).
29. TORSTENFELT, B., Migration of Fission Product Strontium, Technetium, Iodine, and Cesium in Clay, *Radiochim. Acta* **159**, 105 (1986).
30. ALLARD, B., OLOFSSON, U., TORSTENFELT, B., Environmental Actinide Chemistry, *Inorg. Chim. Acta* **94**, 205 (1984); in ref. No 14.



Gambar 1. Koefisien difusi beberapa unsur/radionuklida pada bentonit, Kunipia dan Kunigel, sebagai fungsi "dry density"^[10,13].



Gambar 2. Koefisien difusi Am dan Np dalam bentonit Kunigel, (N), dan Kunipia, (P), sebagai fungsi "dry density"^[10,25].