

## PERAN ASAM HUMUS SEBAGAI PENDESORPSI ION LOGAM/ RADIONUKLIDA

BUDI SETIAWAN

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-BATAN  
Kawasan Puspitek Serpong, Tangerang 15310, Banten  
Telp. 021.7563142, Faks. 7560927

### Abstrak

**PERAN ASAM HUMUS SEBAGAI PENDESORPSI ION LOGAM/RADIONUKLIDA.** Kondisi tropis di Indonesia menyebabkan terjadinya pelapukan dari bermacam jenis organisme yang ada di permukaan. Salah satu hasil pelapukan tersebut adalah asam humus. Dengan kapasitas tukar kationnya yang tinggi, asam humus diperkirakan akan mempengaruhi migrasi radionuklida pada suatu fasilitas penyimpanan limbah radioaktif. Pada makalah ini disajikan beberapa kondisi yang menyebabkan asam humus mempunyai peran sebagai pendesorpsi ion logam/radionuklida (MI/RN) kembali ke larutan. Tujuan pengkajian ini adalah untuk mengevaluasi peran asam humus sebagai pendesorpsi MI/RN melalui perubahan nilai koefisien distribusi dan pembentukan kompleks ( $\log K_d$  MI/RN-asam humus). Hasil menunjukkan bahwa meningkatnya pH larutan akan meningkatkan keaktifan gugus fungsional dari AH dan dapat menyebabkan penurunan nilai  $K_d$  dari adsorben/resin. Keberadaan AH di larutan akan menyebabkan terjadinya desorpsi RN dari bentonit ke larutan karena adanya perbedaan nilai KTK antara bentonit dan AH. Informasi tentang kemampuan AH mendesorpsi MI/RN kembali ke larutan dengan membentuk koloid yang mobile telah membuat penelitian interaksi asam humus dengan MI/RN menjadi semakin penting terutama dalam pengkajian keselamatan suatu fasilitas penyimpanan LRA.

Kata kunci: Asam humus, ion logam/radionuklida, sorpsi-desorpsi

### Abstract

**THE ROLE OF HUMIC ACID AS DESORPTING AGENT OF METAL IONS/ RADIONUCLIDES.** Tropical condition in Indonesia derived the weathering of various organism exist in the surface region. One of the weathering result is humic acid. With high cation exchange capacity, humic acid predicted to affect the migration behavior of radionuclides in a disposal facility. In the paper is presented some conditions caused humic acid has a role as desorpting agent to redissolved of MI/RN into solution. Objective of the reviewing of humic acid role is to evaluate the impact of humic acid with its role as desorpting agent of MI/RN through  $K_d$  and  $\log K_d$  MI/RN-humic acid changing. The results showed that increasing in pH in solution will increased activity of functional groups of AH and it will caused decreasing of  $K_d$  values of absorbent/resin. Existence of AH in solution caused RN desorption from bentonite into solution due to differentiate of their CEC values. Information of AH property to desorption MI/RN into solution by forming mobile colloid made the experiment of MI/RN-AH interaction becomes important, especially in the safety assessment of radwaste disposal facility

Keywords: Humic acid, metal ion/radionuclide, sorption-desorption

### PENDAHULUAN

Di air tanah *organic matters* dapat terdistribusi secara acak pada rentang ukuran butir yang lebar dengan ukuran mulai dari

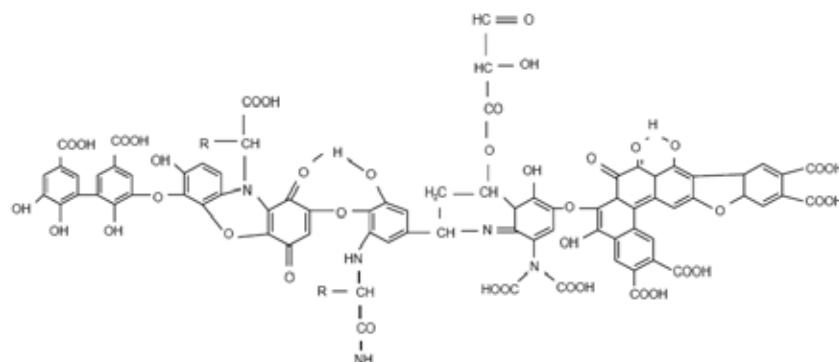
ukuran molekular sampai dengan yang berukuran makro dapat terbentuk dan juga dapat berupa bentuk suspensi atau materi organik yang terlarut<sup>[1]</sup>. Materi organik ini berasal dari pelapukan beragam jenis hewan

atau tumbuhan di daerah permukaan, dibantu dengan bermacam proses seperti dekomposisi, pengendapan, pemanasan, tekanan serta aktivitas mikroorganism maka terbentuklah materi organik di alam. Materi organik yang berasal dari pelapukan materi biologis ini akan menghasilkan beragam polimer siklik yang mengikat gugus-gugus fungsional dalam suatu kerangka organik yang besar dan beragam seperti gugus fungsional amino, hidroksil dan karboksilat. Gugus fungsional yang terikat pada makromolekular materi organik seperti gugus karboksilat dan hidroksil akan terurai akibat adanya perubahan pH air tanah dan membentuk muatan negatif disekeliling materi organik tersebut yang menyebabkan asam humus akan bersifat seperti *pseudo* penukaran ion<sup>[2]</sup>.

Keberadaan materi organik di air tanah di sekitar fasilitas penyimpanan limbah radioaktif (LRA) diperkirakan akan memberikan pengaruh nyata terhadap terjadinya migrasi ion logam/radionuklida (MI/RN). Materi organik dari bermacam asalnya ini kemudian membentuk koloid dengan rentang konsentrasi yang cukup luas ( dari  $10^8$  sampai lebih dari  $10^{12}$  partikel/l)<sup>[3,4]</sup>. Tingginya konsentrasi materi organik terlarut di air tanah diperkirakan mampu “menarik” MI/RN yang terserap di batuan/tanah kembali ke air tanah dan membentuk kompleks RN-koloid yang kemudian akan membawa MI/RN tersebut ke biosfer<sup>[5-8]</sup>. Akibat adanya kompleksasi tersebut maka diperkirakan total MI/RN *mobile* di larutan akan meningkat. Ketika kompleks koloid tersebut “hanyut” dalam jarak yang jauh, materi organik terlarut itu berperan sebagai pengemban dari suatu kontaminan<sup>[9]</sup> dan akan meningkatkan mobilisasi MI/RN dari fasilitas

penyimpanan LRA ke lingkungan melalui aliran air tanah. Keberadaan RN di biosfer akibat *transport* RN-materi organik dapat menjadi bahaya potensial terhadap keselamatan manusia dan lingkungan di sekitar tempat penyimpanan akhir LRA, walaupun dalam bidang pertanian *transport* MI sangat bermanfaat karena akan mendistribusikan unsur hara seperti nitrogen yang sangat diperlukan untuk pertumbuhan tanaman melalui akar-akar tanaman.

Salah satu materi organik tersebut adalah asam humus (AH). Asam humus dapat berada di tanah, sedimen, batu bara dan deposit alam lainnya, mempunyai spektrum warna yang berkisar dari warna kuning/ kekuningan sampai coklat<sup>[1]</sup>. Struktur formulanya tidak teratur atau tidak uniform karena merupakan campuran dari bermacam substansi polimer akan membentuk struktur polimer yang panjang, sehingga untuk klasifikasinya didasarkan pada sifat kelarutannya dalam asam-basa<sup>[1,5,6]</sup>, AH akan larut dalam suasana basa dan terendapkan dalam suasana larutan asam. Asam humus yang berasal dari materi organik diperkirakan akan larut dalam air tanah, hal ini menyebabkan AH perlu dipertimbangkan dengan baik pada saat analisis keselamatan lingkungan pada suatu fasilitas penyimpanan LRA karena AH dipertimbangkan sebagai materi yang sangat potensial terhadap migrasi RN di perairan alam. Asam humus yang mempunyai gugus fungsional (misalnya -COOH, -OH, dan -NH<sub>2</sub>) seperti pada Gambar 1, akan mengikat MI/RN dan membentuk formasi kompleks HA-MI/RN sebagai *mobile* koloid yang bersama dengan aliran air tanah diperkirakan akan “membawa” RN ke lingkungan.



Gambar 1. Tipikal Struktur Molekul Asam Humus<sup>[3]</sup>

Pada saat terjadinya interaksi antara MI/RN dengan AH dalam air tanah akan terjadi pembentukan kompleks MI/RN-AH, dengan konstante pembentukan kompleks secara umum didefinisikan sebagai,

$$\beta = [ML] / ([M][L]) \quad (1)$$

dengan [L] adalah konsentrasi ligan bebas, [M] dan [ML] adalah konsentrasi MI/RN yang bebas dan terikat. Pada penelitian ini konstante pembentukan kompleks ion ( $\beta_\alpha$ )-nya menjadi,

$$\beta_\alpha = [ML] / ([M][R]) \quad (2)$$

dengan [M] dan [ML] adalah konsentrasi MI/RN yang bebas dan terikat, dan [R] adalah konsentrasi *site* pertukaran proton. Nilai [R] didekati dengan  $C_R$  dan  $\alpha$ , dengan  $C_R$  adalah total konsentrasi *site* pertukaran proton dan  $\alpha$  adalah derajat disosiasi AH. Nilai  $C_R$  dan  $\alpha$  dapat ditentukan melalui cara titrasi AH dengan larutan 0,1 M NaOH.

Pengkajian keselamatan dari suatu fasilitas penyimpanan LRA membutuhkan evaluasi lengkap terhadap sifat dan peran materi organik terlarut seperti AH yang secara alami ada di air tanah dalam bermacam kondisi. Pada makalah ini disajikan bahasan tentang metode penentuan kapasitas tukar kation AH, proses interaksi MI/RN-AH serta fakta yang memperlihatkan peran AH sebagai pendesorpsi MI/RN untuk "kembali" ke larutan. Tujuan penelitian ini adalah untuk mengevaluasi peran asam humus sebagai pendesorpsi MI/RN melalui perubahan nilai  $K_d$  dan  $\log \mathcal{D}$  MI/RN-asam humus, serta ditunjukkan evaluasi proses penentuan KTK. Indikator adanya dampak interaksi MI/RN-AH akan dilihat dengan nyata melalui perubahan nilai  $K_d$  dan  $\log \mathcal{D}$  MI/RN.

## METODOLOGI

### Bahan dan Alat

Pada penelitian ini digunakan AH produksi Aldrich Chemical Co., yang terlebih dahulu di murnikan seperti pada prosedur di pustaka<sup>[10]</sup>. Kemudian bentonit asal Trenggalek dengan ukuran butir 100 mesh juga digunakan dalam percobaan ini. Sebagai perunut telah digunakan Fe-59 dan Cs-137. Resin penukar ion Amberlite 200CT (jenis Na) dari Organo

Limited Co (Kapasitas tukar kation (KTK) 4,3 meq/g, diam. 0,50 – 0,65 mm) digunakan dalam percobaan pengontakan RN dengan AH. Bahan kimia lainnya adalah seperti yang biasanya digunakan pada laboratorium kimia pada umumnya.

Peralatan seperti unit pemurni AH, alat pendingin kering, pH meter, *magnetic stirrer*, *auto titrator* TOA AUT-3000, *auto burette* ABT-1000, *shaker*, *centrifuge* serta detektor NaI(Tl) jenis sumuran telah digunakan dalam percobaan ini.

### Penentuan $C_R$ , [R] dan $\alpha$ Asam Humus

Umumnya penelitian dengan menggunakan AH dimulai dengan memperkirakan besar konsentrasi gugus fungsional yang terdisosiasi ([R]) dari AH dengan cara titrasi dengan NaOH pada kondisi kekuatan ion ( $I$ ) = 0,1 dan 1,0 M, prosedur dapat dilihat di pustaka<sup>[10,11]</sup>. Asam humus yang merupakan polimer dengan berat molekul yang tinggi saat bereaksi dengan NaOH diperkirakan akan melepas ion-ion  $H^+$  pada gugus fungsionalnya akan membutuhkan waktu yang lebih lama untuk menguraikan asamnya guna mencapai kesetimbangan dibandingkan dengan asam-asam sederhana<sup>[10]</sup>. Dengan menggunakan peralatan *autotitrator* yang dilengkapi sistem buret terkontrol dan pengatur suhu/ pendingin maka fluktuasi perubahan volume pada setiap penambahan NaOH dapat terkontrol dengan baik.

### Pengontakan MI/RN dengan Asam Humus

Selanjutnya percobaan kontak antara MI/RN dengan AH dapat dilakukan dengan banyak cara seperti: cara ekstraksi pelarut, pertukaran ion, UV-Vis, pemendaran laser, ultra filtrasi dan lain-lain<sup>[10-12]</sup>. Pada cara-cara ini prinsipnya adalah akan membandingkan perubahan nilai antara  $K_{d0}$  dengan  $K_d$  atau  $D_0$  dengan  $D$  serta  $\log \mathcal{D}$  MI/RN-AH pada suasana/kondisi tanpa adanya bahan organik/AH dengan kondisi pada saat bahan organik ada di larutan. Pada penelitian ini diperlihatkan contoh interaksi MI/RN-AH secara penukaran ion/resin.

### Pengaruh Asam Humus Terhadap Desorpsi MI/RN dari Tanah/Batuan

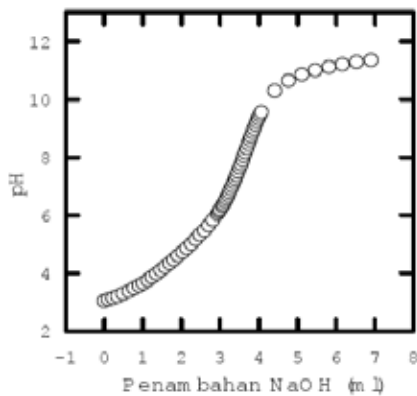
Percobaan ini dilakukan dengan mengontakkan AH dengan bentonit yang telah

dikontaminasikan sampai terjadi kondisi setimbang dengan RN/Cs-137, pengontakan dilakukan selama waktu tertentu. Percobaan dengan cara mengontakkan antara bentonit-larutan dilakukan dengan kondisi ratio padat-cair adalah 1:100. Setelah beberapa hari pengontakan kemudian dilakukan pencuplikan larutan secara berkala untuk diukur aktivitas  $\gamma$ -nya dengan menggunakan detektor NaI(Tl) jenis sumuran.

## HASIL DAN PEMBAHASAN

### Penentuan $C_R$ , $[R]$ dan $\alpha$ Asam Humus

Hasil titrasi AH dengan larutan 0,1 M NaOH dapat dilihat pada Gambar 1. Asam humus terlihat terurai secara intens pada rentang pH rendah (pH 3) sampai mendekati akhir titrasi (pH 12). Titik-titik yang terbentuk menggambarkan suasana terurainya gugus-gugus fungsional AH yang direpresentasikan oleh lepasnya ion-ion H ke larutan akibat adanya reaksi asam-basa. Pada akhir titrasi penguraian menjadi lebih kecil karena ion-ion H yang ada sudah berkurang sehingga titik-titik yang terbentuk menjadi semakin jarang. Perubahan volume larutan yang kecil (5-6%) dibandingkan volume total menyebabkan pengaruh kekuatan ion ( $I$ ) larutan dapat diabaikan.



Gambar 2. Titrasi Asam Humus, Perubahan pH Vs Penambahan NaOH<sup>[10]</sup>

Total konsentrasi gugus fungsional AH yang akan berinteraksi dengan ion logam disimbolkan dengan  $C_R$ , dimana  $C_R$  didapat dari perhitungan kurva hasil titrasi dan derajat disosiasi ( $\alpha$ ) dari asam humus diperoleh dengan cara membandingkan antara  $[R]$  dan  $C_R$ . Untuk dapat menghitung konsentrasi disosiasi gugus fungsionalnya, asam humus diasumsikan seperti

sebuah monomer sehingga persamaan netralisasi muatannya dapat ditulis sebagai berikut,



dengan  $[H]$  adalah konsentrasi asam yang ditambahkan,  $C_b$  adalah konsentrasi basa kuat di larutan,  $[OH]$  konsentrasi basa kuat yang ditambahkan dan  $[R]$  adalah konsentrasi disosiasi gugus fungsional. Total volume larutan di dalam sel gelas berubah menjadi

$$V_T = V_{\text{sampel}} + V_{\text{NaOH}} + V_{\text{asam}} \quad (4)$$

$$C_b V_T = C_{\text{NaOH}} V_{\text{NaOH}} - C_{\text{asam}} V_{\text{asam}} \quad (5)$$

maka Persamaan (3) dapat diubah menjadi<sup>[13]</sup>,

$$[H]V_T + C_{\text{NaOH}} V_{\text{NaOH}} - C_{\text{asam}} V_{\text{asam}} = [OH]V_T + [R]V_T \quad (6)$$

$$([H] - [OH])V_T + (C_{\text{NaOH}} V_{\text{NaOH}} - C_{\text{asam}} V_{\text{asam}}) = [R] V_T \quad (7)$$

dengan  $[H^+] = 10^{-\text{pH}}$ ,  $[OH^-] = 10^{\text{pKw} - \text{pH}}$  dan  $\text{pKw} = 13,78$  dan  $13,79$  masing-masing untuk  $I = 0,1$  dan  $1,0$  M<sup>[14]</sup>. Bila  $C_R$  adalah total konsentrasi gugus fungsional yang terdisosiasi dari 1 g asam humus, maka

$$[R] V_T = (C_R) W \alpha \quad (8)$$

$W(g)$  adalah berat asam humus yang ditambahkan dan  $\alpha$  adalah derajat disosiasinya. Dari Persamaan (7) dan (8) dapat diperoleh nilai  $C_R$  dan  $[R]$ , sedangkan nilai  $\alpha$  pada setiap kondisi pH diperoleh dari perbandingan antara  $[R]$  dan  $C_R$ .

$$[R] = C_R \alpha \quad (9)$$

sehingga konstante pembentukan kompleks menjadi seperti pada Persamaan (2),

$$\beta_\alpha = \frac{[ML]}{[M][R]} = \frac{[ML]}{[M]C_R \alpha} \quad (10)$$

Cara yang sama juga dilakukan untuk memperoleh nilai  $C_R$  dan  $\alpha$  pada kondisi  $I$  yang berbeda. Maksimum kapasitas pertukaran proton atau total konsentrasi gugus fungsional yang terdisosiasi dari 1 g asam humus ( $C_R$ ) yang diperoleh pada penelitian ini adalah 4,95

dan 5,10 meq/g untuk AH pada kondisi  $I = 0,1$  dan 1,0 M.

### Pengontakan MI/RN Dengan Asam Humus

Pengontakan dapat dilakukan dengan banyak cara untuk mendapatkan nilai distribusi MI/RN serta konstante pembentukan kompleksnya. Pada percobaan dengan teknik pertukaran ion dimana kondisi larutan tanpa adanya bahan organik/AH, maka

$$K_d^0 = \frac{[RN]_R}{[RN]} \quad (11)$$

dengan  $K_d^0$ : distribusi MI/RN pada resin dan larutan,  $[RN]_R$ : MI/RN terikat pada resin,  $[RN]$ : MI/RN bebas pada larutan. Sedangkan pada kondisi adanya bahan organik/AH di larutan, maka

$$K_d = \frac{[RN]_R}{[RN]+[RNL]} = \frac{K_d^0}{1+\beta_\alpha R} = \frac{K_d^0}{1+\beta_\alpha C_R \cdot \alpha} \quad (12)$$

dengan  $K_d$ : distribusi MI/RN dalam resin dan larutan pada kondisi adanya bahan organik,  $[RN]_R$ : MI/RN pada resin,  $[RN]$ : MI/RN bebas pada larutan,  $[RNL]$ : MI/RN terikat pada AH,  $C_R$ : total konsentrasi gugus fungsional AH,  $\alpha$ : derajat disosiasi AH,  $\beta_\alpha$ : konstanta pembentukan kompleks MI/RN-AH. Sedangkan bila dilakukan dengan percobaan ekstraksi cair-cair pada kondisi tanpa adanya bahan organik/AH,

$$D_0 = \frac{[RN]_o}{[RN]} \quad (13)$$

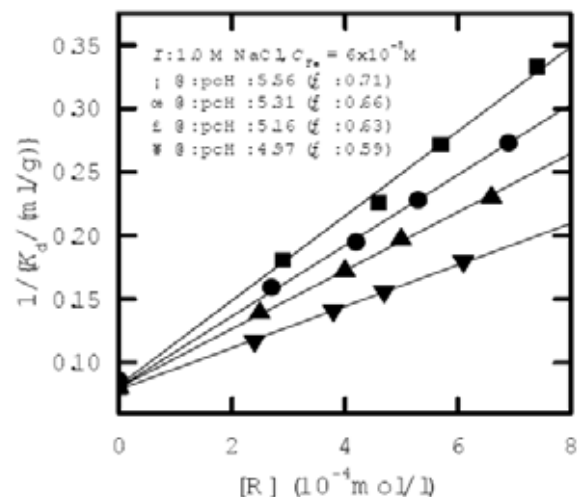
dengan  $D_0$ : distribusi MI/RN pada fase organik dan cair,  $[RN]_o$ : MI/RN pada fase organik,  $[RN]$ : MI/RN bebas pada fase cair. Bila dalam larutan ada bahan organik/AH, maka

$$D = \frac{[RN]_o}{[RN]+[RNL]} = \frac{D_0}{1+\beta_\alpha R} = \frac{D_0}{1+\beta_\alpha C_R \cdot \alpha} \quad (14)$$

dengan  $D$ : distribusi RN pada fase organik dan cair pada kondisi adanya bahan organik,  $[RN]_o$ : MI/RN pada fase organik,  $[RN]$ : MI/RN bebas pada fase cair,  $[RNL]$ : MI/RN terikat pada AH,  $C_R$ : total konsentrasi gugus fungsional derajat disosiasi AH,  $\beta_\alpha$ : konstante pembentukan kompleks MI/RN-AH. Nilai  $C_R$  dan  $\alpha$  diperoleh dari titrasi AH dengan

basa kuat NaOH. Untuk melihat adanya perubahan nilai  $K_d$  dan  $\log D$  MI/RN-AH maka parameter penting interaksi MI/RN dengan AH perlu dikenakan, seperti perubahan pH,  $I$  di larutan, konsentrasi AH dan lainnya.

Hasil yang diperoleh dari penelitian sebelumnya<sup>[15]</sup> mengenai perubahan nilai  $1/K_d$  karena adanya perubahan pH larutan dalam sistem pertukaran ion ditunjukkan pada Gambar 3. Terlihat bahwa nilai  $K_d$  dari banyaknya MI/RN yang berinteraksi dengan resin semakin menurun dengan meningkatnya pH larutan. Hal ini dapat diterangkan dengan teori disosiasi gugus fungsional yang terjadi akibat lepasnya ion-ion  $H^+$  yang ada di gugus fungsional AH ke larutan karena adanya interaksi antara  $OH^-$  dengan  $H^+$  yang mengakibatkan gugus fungsional menjadi aktif. Gugus fungsional yang aktif ini kemudian berinteraksi dengan MI/RN yang ada di larutan untuk membentuk kompleks MI/RN-AH. Semakin tinggi pH larutan membuat gugus fungsional yang terdisosiasi semakin banyak. Fenomena ini dapat menerangkan adanya pengaruh eksistensi AH di larutan akan menyebabkan adanya MI/RN dalam larutan akan dapat terdistribusi ke resin dan larutan. Bila nilai  $K_d$  dan  $K_d^0$  dapat diketahui (dari percobaan) dan nilai  $C_R$  dan  $\alpha$  diketahui (dari titrasi) maka nilai konstante pembentukan kompleks ( $\beta$ ) dapat dihitung dengan menggunakan Persamaan (12).



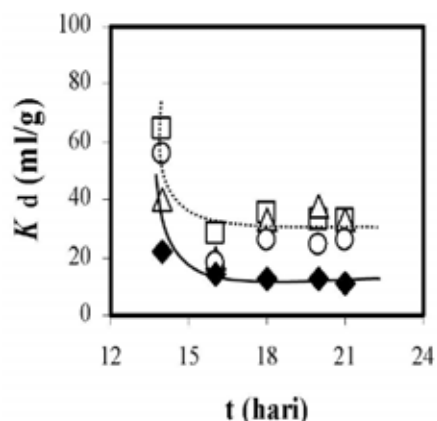
Gambar 3 Distribusi MI Sebagai Fungsi Perubahan pH Pelarut Pada Sistem Pertukaran Ion<sup>[15]</sup>

pH adalah hasil koreksi pembacaan alat pH meter yg digunakan. Hal ini disebabkan oleh adanya perbedaan antara sistem larutan yang ada di elektrode pada pH meter dengan

sistem larutan yang akan diukur. Perbedaan antara kondisi keasaman di larutan dengan hasil pembacaan pada pH meter tidak memberikan pengaruh yang nyata pada kondisi kekuatan ion/ $I$  larutan rendah, tetapi pada kondisi  $I$  yang tinggi perlu dilakukan koreksi pembacaan pada pH meter. Kondisi seperti ini menyebabkan elektrode pH meter perlu dikoreksi/dikalibrasi.

### Pengaruh Asam Humus Terhadap Desorpsi MI/RN dari Tanah/Batuan

Percobaan pengaruh AH terhadap desorpsi RN dilakukan dengan cara mengontakkan AH terhadap bentonit yang terkontaminasi dengan Cs-137 dengan  $Kd_0$  adalah 150 ml/g. Setelah waktu pengontakan berlangsung selama 16 hari nilai  $Kd$  Cs-137 menurun menjadi 15 ml/g, sebagaimana ditunjukkan pada Gambar 4. Notasi penuh menunjukkan pengaruh AH terhadap desorpsi Cs-137 dari bentonit cukup nyata bila dibandingkan dengan notasi yang tak penuh. Notasi yang tak penuh menggambarkan adanya desorpsi akibat gangguan dari larutan segar yang ditambahkan tanpa adanya AH dalam larutan tersebut. Hasil ini secara nyata telah menunjukkan adanya pengaruh asam humus untuk mempengaruhi interaksi antara bentonit dan Cs-137, walaupun hasil yang diperoleh belum maksimal. Hal ini kemungkinan sekali disebabkan oleh pengaruh perbedaan KTK antara bentonit dan AH. Dalam hal ini AH mempunyai nilai KTK yang superior bila dibandingkan dengan bentonit (0,5 - 1,5 meq/g)<sup>[16]</sup>.



Gambar 4. Pengaruh AH terhadap Desorpsi RN dari Bentonit

Dari informasi yang disajikan di atas telah terlihat bahwa KTK yang dipunyai oleh

AH cukup tinggi bila dibandingkan dengan KTK tanah atau batuan alami. Selain itu dengan reaksi yang cukup cepat dengan MI/RN menyebabkan AH dapat menjadi koloidal tak bermuatan yang sangat sulit untuk diserap/dihambat oleh sistem penghalang yang ada di sekitar fasilitas penyimpanan LRA karena tak adanya gugus fungsional aktif yang akan bereaksi dengan sistem penghalang (baik buatan maupun alami) yang mengelilingi sistem penyimpanan LRA. Oleh adanya alasan tersebut perlu dipertimbangkan peran AH sebagai pendesorpsi MI/RN sehingga dalam proses pengkajian keselamatan suatu fasilitas penyimpanan LRA perlu disertakan informasi tentang kemampuan AH untuk "menarik" kembali RN yang telah terserap oleh tanah/batuan agar tingkat keselamatan suatu fasilitas penyimpanan LRA dapat terevaluasi dengan baik dan lengkap.

### KESIMPULAN

Titration AH dengan 0,1 M NaOH telah membuat aktif gugus fungsional, meningkatnya pH larutan akan membuat gugus fungsional dari AH menjadi aktif. Kapasitas tukar kation AH yang digunakan dapat dihitung dari hasil titrasi asam-basa dengan nilai 4,95 dan 5,10 meq/g masing-masing pada kondisi  $I = 0,1$  dan 1,0 M NaCl.

Nilai  $Kd$  MI/RN akan menurun bersamaan dengan meningkatnya pH larutan. Semakin tinggi pH larutan akan membuat semakin banyaknya MI/RN yang bereaksi dengan AH dalam larutan, akibatnya MI/RN yang berinteraksi dengan adsorben/resin menjadi berkurang.

Desorpsi MI/RN dari batuan (bentonit) ke larutan dapat dilihat pada percobaan pengaruh AH terhadap bentonit yang dikontaminasi dengan RN/Cs-137. Sebagian RN yang terserap di bentonit akan "lepas" kembali ke larutan dengan kuantitas yang lebih besar bila dibandingkan dalam sistem larutan tersebut tanpa ada AH.

Adanya informasi tentang peran AH yang cukup signifikan sebagai pendesorpsi MI/RN membuat studi pengaruh AH pada pengkajian keselamatan fasilitas penyimpanan LRA menjadi penting.

#### DAFTAR PUSTAKA

1. STEVENSON, F. J., 1982, *Humus Chemistry*, Wiley, N. Y.
2. KIM, J.I., ZEH, P., DELAKOWITZ, B., 1992, "Chemical interaction of actinide ions with groundwater colloids in Gorleben aquifer system", *Radiochim. Acta* 58/59, 147-154.
3. DEGUELDRE, C.A., et.al., 1989, "Colloids in water from a subsurface fracture in granitic rock", Grimsel Test Site, Switzerland, *Geochim. Cosmochim. Acta* 53, 603-610.
4. SHORT, S.A, LAWSON, R.T and ELLIS, J., 1988, "Uranium-234/Uranium-238, and Thorium-230/Uranium-234 activity ratios in the colloidal phases of aquifers in lateritic weathered zones", *Geochim. Cosmochim. Acta* 52, 2555-2563.
5. BUFFLE, J., 1990, *Complexation Reactions in Aquatic System: An Analytical Approach*, Ellis Horwood, NY.
6. CHOPPIN, G., 1988, "Humic and radionuclide migration", *Radiochim. Acta* 44/45, 23-28.
7. KIM, J.I., 1991, "Actinide colloid generation in groundwater", *Radiochim. Acta* 52/53, 71-81.
8. CHOPPIN, G.R., 1992, "The role of natural organics in radionuclide migration in natural aquifer system", *Radiochim. Acta* 58/59, 113-120.
9. LIESER, K.H., AMENT, A., HILL, R., SINGH, R.N., STINGL, U. and THYBUSCH, B., 1990, "Colloids in groundwater and their influence on migration of trace elements and radionuclides", *Radiochim. Acta* 49, 83-100.
10. KUBOTA, T. et.al., 2000, "Complex formation of Eu(III) with polyacrylic acid and humic acid", *Radiochim. Acta* 88, 1-4.
11. KIRISHIMA, A. et.al., 2002, "Complex formation of Ca(II) with polyacrylic and humic acid", *Radiochim. Acta* 90, 555-561
12. MOULIN, V. et.al., 1993, "Complexation behavior of humic substrates towards actinides and lanthanides studied by time-resolved laser-induced spectrofluorometry", *Radiochim. Acta* 58/59, 121-128
13. Mc CALLUM, C., and MIDGLEY, D., 1975, "Linear titration plots for the potentiometric determination of mixtures of strong and weak acids", *Anal.Chem. Acta* 78, 171-181.
14. MARTELL, A.E., SMITH, R.M., MOTEKAITIS, R.J., 2001, *NIST Critically Selected Stability Constants of Metal Complexes Database Ver. 6.0*, Texas A&M University.
15. SETIAWAN, B., 2006, "Pengaruh pH, I dan  $C_{Fe(II)}$  pada interaksi antara Fe(II) dengan asam humus terhadap keselamatan lingkungan fasilitas penyimpanan limbah radioaktif", Prosiding. Seminar Keselamatan Nuklir-BAPETEN, Jakarta.
16. HUTSON, N.D., et.al., 1999, "Control of microporosity of  $Al_2O_3$ -pillared clay: Effect of pH, calcination temperature and clay CEC", *Microporous Materials* vol.28 No.3, Elsevier, Amsterdam, 447-459.

