

ADSORPTION OF Am-241, Cs-137 AND Sr-90 RADIONUCLIDES WITH BENTONITE-HUMIC ACID IMMOBILIZED YIELD

Adsorpsi Radionuklida Am-241, Cs-137 dan Sr-90 dengan Hasil Imobilisasi Bentonit-Asam Humat

Kris Tri Basuki¹ and Muzakky^{2,*}

¹Nuclear Technology Height School, Jl. Babarsari KP 6101 ykbb Yogyakarta, 55281

²Center for Accelerator and Material Process Technology, Jl. Babarsari KP 6101 ykbb, Yogyakarta, 55281

Received March 27, 2009; Accepted November 20, 2009

ABSTRACT

Adsorption of Am-241, Cs-137 and Sr-90 radionuclides to bentonite-humic acid immobilized yield have been done. The aims of this study are (1) making of adsorbent materials from resulted immobilization humic acid into bentonite mineral, and it's characterization with spectroscopy infrared and X-ray diffractometer and (2) adsorption of Am-241, Cs-137 and Sr-90 radionuclides into bentonite mineral as adsorbent at various pH. Experiments showed that result of immobilization of bentonite-humic acid were optimum at 100 g bentonite, 60 g humic acid, 0.1 M NaNO₃ ionic strength, and 2.5 pH. At the optimum condition bentonite could be bonded by the functional COOH from humic acid maximum equal to 75.2%. Base on infrared spectroscopy and X-ray diffractometer showed that humic acid can immobilized into bentonite to form of bentonite-humic acid alloy. Application of adsorbent bentonite-humic acid immobilized yield to adsorb radionuclides of Am-241, Cs-137 and of Sr-90, showed that can adsorb at the range of pH 3 until 10. The phenomenon adsorption as species radionuclides was predicted by "Visual minteq" software. By each the feeds of radionuclide 0.001 mMol/L, 0.1 M NaNO₃ ionic strength and pH 5 showed that bentonite-humic acid can adsorb radionuclides 98.50–99.1% of Am-241, Cs-137, and Sr-90.

Keywords: immobilisation, adsorption, infra red spectroscopy, X-ray diffractometer

PENDAHULUAN

Terlepasnya radionuklida ke dalam lingkungan merupakan salah satu indeks dari keberhasilan suatu instalasi nuklir. Selanjutnya terlepasnya radionuklida ke dalam lingkungan dari instalasi nuklir merupakan masalah yang serius bagi keselamatan lingkungan, sehingga cepat atau lambat akan berdampak terhadap manusia [1]. Konvensional remediasi dari terkontaminasinya sedimen oleh radionuklida, biasanya dilakukan dengan cara mengambil, di masukan ke dalam kontainer dan dipindahkan ke lain tempat. Cara ini tidak hanya merusak lingkungan dan memerlukan biaya besar, juga mengakibatkan terkontaminasinya para pekerja melalui sistem pernapasan [2].

Untuk itu dibutuhkan strategi alternatif remediasi radionuklida yang aman bagi lingkungan dan para pekerja. Proses remediasi tersebut salah satunya adalah dengan cara penaburan bahan adsorben selektif pada sedimen atau tanah yang tercemar [3-4]. Banyak faktor yang mempengaruhi mobilitas dan keberadaan radionuklida di dalam sedimen. Beberapa radionuklida hasil fisi, akan teradsorpsi ke dalam mineral dengan rendah organik seperti kaolinit tetapi akan segera terdesorpsi. Beberapa radionuklida juga dapat teradsorpsi ke dalam mineral *mica*, *illite*, *vermiculite* dan

smectite tetapi tidak segera terdesorpsi jika mineral-mineral tersebut mengandung fraksi tanah liat ("Clay") dari tanah atau sedimen dengan jenis dan komposisi tertentu.

Berdasarkan Carver [3], perlakuan terhadap sedimen yang terkontaminasi Cs-137 dan ditambahkan campuran mineral "*illite-clay*", ternyata dapat menurunkan derajat kontaminasi 29% terhadap tanaman jagung dan 42% pada kedelai. Kandungan tanah liat ("Clay") 20-30% didominasi oleh senyawaan humat yang berupa makromolekul mengandung gugus fungsional karboksil dan hidroksil. Dengan sifat hidrofobik, pengkelat, penukar ion dan kaya akan gugus oksigen donor di antara molekul senyawa humat, senyawa ini segera membentuk senyawa kompleks yang stabil dengan beberapa unsur "Actinida" seperti Am-241 [4]. Berdasarkan Kumar [1] faktor transfer radionuklida dari tanah ke dalam tanaman (FT_{SP}) tidak hanya dipengaruhi oleh proses metabolisme tanaman itu sendiri, tetapi lebih didominasi oleh karakterisasi tanah di sekitarnya seperti pH dan kandungan material organik seperti senyawa humat. Sebagai makromolekul senyawa humat terdiri dari beberapa beberapa fraksi berat molekul dan terdistribusi sebagai koloid dengan 1000-50.000 Dalton. Dengan perbedaan fraksi tersebut,

* Corresponding author. Tel/Fax : +62-81328658366
Email address : muzakky@yahoo.com

kemampuan dalam mengadsorpsi terhadap radioisotop Co-60, Sr-90, Cs-137 dan Am-241 sangat berbeda-beda [5]. Berdasarkan Bunzi [6], radionuklida yang dikeluarkan oleh ledakan reaktor "Chernobyl" dan diadsorpsi dengan tanah organik jenis "saddy podzolic", didapat bahwa % adsorpsinya berturut-turut Cs-137 < Am-241 < Pu-240 < Sr-90, tetapi di dalam tanah gambut Cs-137 = Am-241 < Pu-240 < Sr-90. Penelitian adsorben untuk mengadsorpsi ini radionuklida Am-241, Cs-137, dan Sr-90 hingga saat ini masih jarang, maka tujuan dari penelitian ini adalah, (1) melakukan pembuatan bahan adsorben dari hasil imobilisasi asam humat ke dalam mineral bentonit, (2) karakteristik bentonit-asam humat dengan spektroskopi inframerah dan difraktometer sinar-X, dan ke (3) aplikasi adsorpsi Am-241, Cs-137, dan Sr-90 pada berbagai pH. Mineral bentonit dipilih karena banyak tersebar dalam jumlah besar di pulau Jawa, sedangkan asam humat mudah di isolasi dari tanah gambut Sumatera atau Kalimantan. Peneliti tertarik dengan radionuklida Am-241, Cs-137, dan Sr-90, karena umur paro yang lama dan berbahaya bagi manusia.

METODE PENELITIAN

Bahan

Asam humat (koloid lignit), Bentonit asal Pacitan, HCl dan HNO₃ pekat, NaNO₃, Am (NO₃), Cs(NO₃), dan Sr(NO₃), Kalsium asetat, NaOH masing-masing buatan E Merck dan gas Nitrogen.

Alat

Seperangkat alat spektrometer γ dan β yang masing-masing dilengkapi detektor NaI(Tl) dan "Geiger Muhller", beserta MCA buatan EG dan G ORTEG 700 buatan Canberra, seperangkat alat penyaring vakum yang dilengkapi kertas saring Whatman 40, seperangkat alat spektrometri inframerah (FTIR) dan difraktometer sinar-X, pengaduk magnet dan wadah polietilen kapasitas 50 mL dan perangkat lunak "Visual MINTEQ ver 2.3" [11].

Prosedur Kerja

Imobilisasi asam humat ke dalam bentonit

Ke dalam gelas beker kapasitas 100 mL dimasukan berturut turut 60 g asam humat dan 40 mL NaOH 0,1 M kemudian diaduk di atas pengaduk magnet. Kemudian ke dalam gelas beker dimasukan 100 g bentonit dan 10 mL NaNO₃ 0,1 M dan selanjutnya diaduk selama 1 jam dan dibiarkan semalam. Disaring dengan kertas saring Whatman 40, endapan yang diperoleh dibilas dengan air suling dan dikeringkan pada

suhu 60 °C di dalam oven selama \pm 3 hari. Setelah endapan kering dianalisis dengan spektrometri inframerah (FTIR) dan difraktometer sinar-X untuk mengetahui karakteristiknya.

Penentuan gugus COOH

Sebanyak \pm 20 mg hasil imobilisasi bentonit-asam humat dimasukkan ke dalam erlenmayer 125 mL, ditambahkan ke dalamnya sebanyak 10 mL Kalsium asetat 0,2 N dan ditambahkan 40 mL air suling bebas CO₂ (air yang telah dialiri gas nitrogen selama 2 jam) di kocok selama 24 jam. Endapan disaring dan dicuci dengan 20 mL air bebas CO₂. Di pipet sebanyak 10 mL filtrat ke dalam gelas beker 50 mL dan dititrasi dengan larutan NaOH 0,1 N memakai alat potensiometer memakai elektroda glass. Titrasi dihentikan setelah pH 9 (= T mL). Dilakukan pengulangan terhadap blanko (= B mL). Jumlah gugus karboksil dapat dihitung dengan rumus:

COOH/g asam humat = (T-B) x N x (1000/berat asam humat)
Notasi B adalah mL.blanko, T mL titran dan N adalah normalitas NaOH.

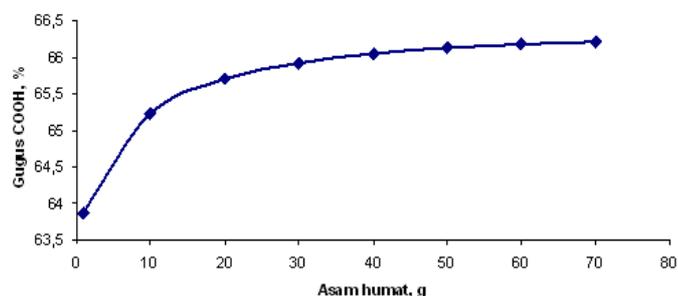
Adsorpsi Am-241, Co-60, Cs-137 dan Sr-90 dalam bentonit-asam humat

Ke dalam wadah polietilen kapasitas 50 mL dimasukan bentonit-asam humat dengan sebanyak 0,01 g lalu dimasukan berturut-turut ke dalamnya 2 mL larutan HNO₃ 0,0001 M, 0,8 mL larutan NaNO₃ 0,01 M, 13,2 mL aquades, larutan Am-241 atau Cs-137, atau Sr-90 dengan konsentrasi 0,001 mMol masing-masing sebanyak 4 mL, sebelum wadah ditutup rapat pH diatur 4. Masing-masing campuran dikocok selama satu jam dan didiamkan semalam. Selanjutnya masing-masing filtratnya dipisahkan dengan kertas saring Whatman 40 dan selanjutnya filtrat dicacah dengan spektrometer- γ untuk Am-241 dan Co-60 sedangkan Sr-90 dengan spektrometer- β .

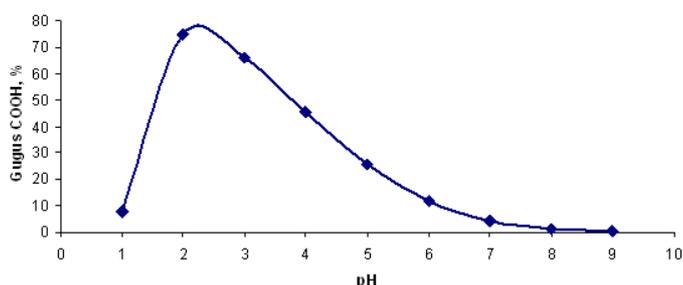
HASIL DAN PEMBAHASAN

Optimasi imobilisasi asam humat ke dalam bentonit

Asam humat sering disebut asam polikarboksilat, karena kaya akan gugus fungsional karboksilat(R-COOH) sedangkan bentonit berupa padatan memiliki gugus aktif silanol (S-OH). Mekanisme reaksi pengikatan atau imobilisasi asam humat ke dalam mineral bentonit diperkirakan dapat terjadi melalui adsorpsi spesifik melalui pertukaran ligan dengan terprotonasinya permukaan gugus COOH pada asam humat [7]. Untuk mengetahui keberhasilan imobilisasi tersebut, dapat dilakukan dengan menentukan jumlah gugus COOH yang telah terikat pada bentonit dengan



Gambar 1. Pengaruh berat terhadap imobilisasi asam humat dalam bentonit

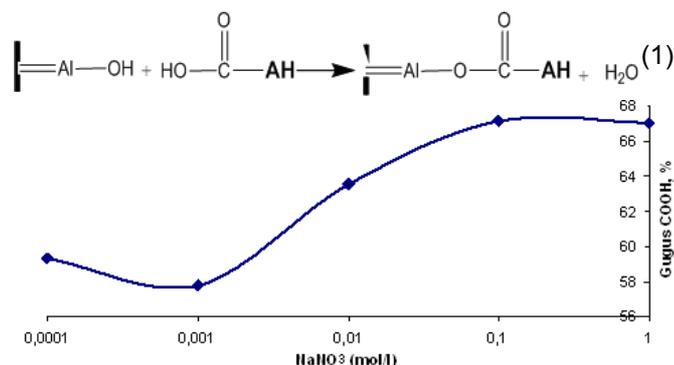


Gambar 2. Pengaruh pH terhadap imobilisasi asam humat dalam bentonit

cara titrasi potensiometri memakai NaOH sebagai titran dengan metode kalsium asetat [8].

Pada Gambar 1 dapat diperlihatkan bahwa semakin banyak asam humat yang ditambahkan ke dalam bentonit, akan mengakibatkan meningkatkan gugus COOH ke dalam bentonit. Peningkatan persen gugus COOH tersebut akan relatif konstan pada berat asam humat sebanyak 60 g. Jadi pada proses imobilisasi tersebut dengan umpan 100 g bentonit, pH 2,5 dan kuat ion 0,0001 M NaNO₃, ternyata akan mengikat asam humat sebanyak 60 g. Dari bentuk pola pada Gambar 1 tersebut, kemungkinan besar fenomena imobilisasi asam humat ke dalam bentonit tersebut berupa adsorpsi isoterm. Asumsi ini ternyata tidak bertentangan dengan penelitian sebelumnya Kretzschmar [7] pada adsorpsi asam humat ke dalam kaolinit dan Muzakky [9] terhadap adsorpsi asam humat pada permukaan γ -Al₂O₃, ternyata sorpsi asam humat ke dalam beberapa permukaan mineral atau oksida berdasarkan adsorpsi isoterm Langmuir. Mekanisme pengikatan asam humat ke dalam beberapa mineral tersebut dapat melalui beberapa cara seperti ikatan elektrostatik, spesifik adsorpsi melalui pertukaran ligan hidroksil, jembatan kation dan adsorpsi hidrofobik pada muatan netral dari beberapa bagian makromolekul asam humat [7].

Berikut salah satu reaksi yang kemungkinan terjadi antara asam humat (AH) dengan gugus aktif hidroksil (C=OH) dengan bentonit dengan asumsi bahwa permukaannya didominasi oleh gugus aluminol (Al-OH):

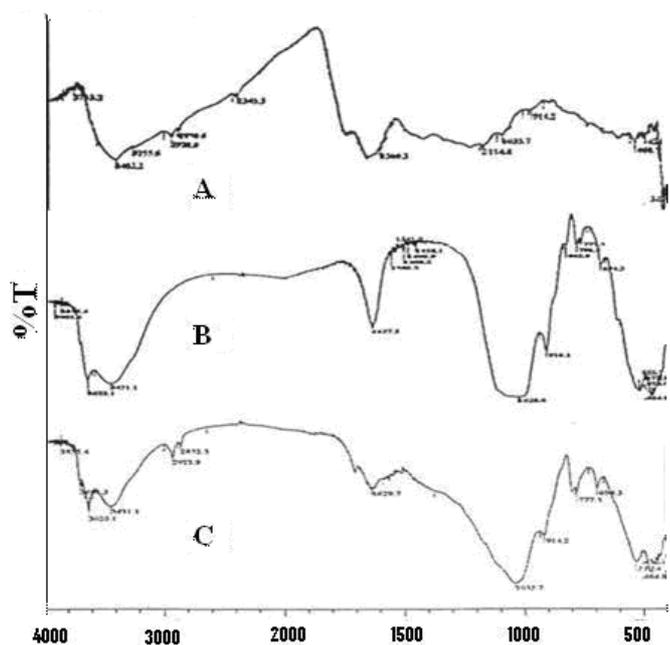


Gambar 3. Pengaruh NaNO₃ terhadap imobilisasi asam humat dalam bentonit

Menurut Tombacz [10] interaksi antara asam humat dengan beberapa mineral oksida akan dipengaruhi oleh pH dan kekuatan ion. Pada Gambar 2, dapat diperlihatkan pengaruh imobilisasi asam humat ke dalam bentonit pada rentang pH 1 sampai 9. Dari Gambar 2 tersebut dapat diperlihatkan bahwa gugus hidroksida (COOH) dari asam humat pada permukaan bentonit paling tinggi pada pH 2-2,5. Selanjutnya setelah pH 3 gugus COOH yang dapat terikat mulai menurun, dan pada pH 9 hasil imobilisasi asam humat pada bentonit tidak terdapat gugus COOH.

Jadi pada proses imobilisasi tersebut dengan umpan 100 g bentonit, asam humat 60 g dan kuat ion 0,0001 M NaNO₃, ternyata optimum pada pH 2,5 dan mampu mengikat gugus COOH sebesar 75% dari asam humat.

Kondisi pada pH 2,5 tersebut adsorpsi asam humat pada permukaan bentonit akan diperkirakan optimum, hal ini kemungkinan disebabkan naiknya kekuatan ikatan elektrostatik antara asam humat dengan muatan positif pada permukaan bentonit. Pada pH 2,5 muatan negatif pada asam humat menjadi dominan, sehingga akan lebih mudah teradsorpsi ke dalam permukaan bentonit [10]. Menurut Kretzschmar [7] pada pH rendah gugus fungsional asam humat akan lebih terprotonasi dan konfigurasi makromolekul akan berubah dari polimer yang fleksibel menjadi konfigurasi tipe koil yang acak, akibatnya adsorpsi ke dalam mineral oksida menjadi naik. Kemudian Pada Gambar 3, dapat diperlihatkan pengaruh imobilisasi asam humat ke dalam bentonit pada berbagai kekuatan ion dalam hal ini adalah konsentrasi NaNO₃. Dari Gambar 3 tersebut dapat diperlihatkan bahwa gugus hidroksida (COOH) dari asam humat pada permukaan bentonit naik dari 0,0001 M menjadi 0,1 M NaNO₃ dan relatif konstan pada 1 M NaNO₃. Menurut Kretzschmar [7] pada konsentrasi ion Na⁺ tinggi, akan menaikkan jembatan kation dan mengubah konfigurasi

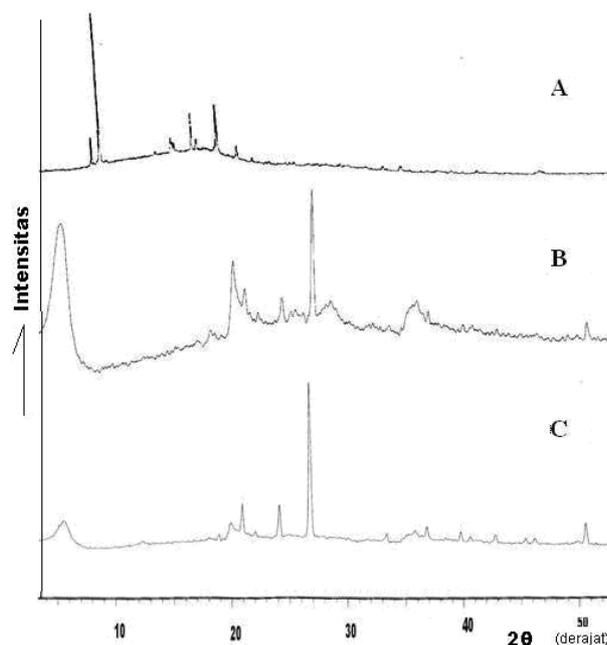


Gambar 4. Spektra inframerah asam humat [4A], bentonit [4B] dan bentonit-asam humat [4C]

makromolekul asam humat. Hal ini akan mengakibatkan adsorpsi asam humat ke dalam bentonit menjadi naik. Jadi pada proses imobilisasi tersebut dengan umpan 100 g bentonit, asam humat 60 g, pH 2,5 ternyata optimum pada kuat ion 0,1 NaNO_3 dan mampu mengikat gugus COOH sebesar 67,1% bagian dari asam humat.

Karakterisasi bentonit-asam humat

Setelah melalui tahapan pengeringan untuk menghilangkan sebagian besar kadar air, hasil imobilisasi bentonit-asam humat dilakukan perbandingan karakteristik gugus fungsionalnya dengan asam humat dan bentonit memakai alat spektroskopi inframerah dan difraktometer sinar-X. Dari data spektrum inframerah ternyata asam humat Gambar 4A dapat diindikasikan memiliki gugus-gugus fungsi yang memungkinkan untuk dapat berinteraksi dengan beberapa mineral oksida secara kimiawi. Hal tersebut dapat ditunjukkan pada Gambar 4A. Gugus-gugus fungsi tersebut seperti munculnya pita serapan pada $3402,2 \text{ cm}^{-1}$ yang tajam dan melebar menunjukkan adanya gugus -OH asam karboksilat, serapan pada bilangan gelombang $3255,6 \text{ cm}^{-1}$ merupakan vibrasi OH fenol, pita $2920,0 \text{ cm}^{-1}$ vibrasi alur C-H alifatik, dan $2850,6 \text{ cm}^{-1}$ adalah menunjukkan gugus metilen. Vibrasi tekuk OH dan C-O dari COOH ternyata diperkuat serapan pada bilangan gelombang $1114,8 \text{ cm}^{-1}$ dan $2345,3 \text{ cm}^{-1}$. Spektra-spektra serapan pada bilangan gelombang di atas ternyata sesuai dengan hasil dari Tan [8] tentang karakteristik inframerah asam humat.



Gambar 5. Difraktogram XRD asam humat [5A], bentonit [5B] dan bentonit-asam humat [5C]

Kemudian untuk spektra inframerah dari bentonit dapat dilihat pada Gambar 4B, terlihat pita serapan yang lebar pada bilangan gelombang $3431,1 \text{ cm}^{-1}$, pita tajam pada $1637,5 \text{ cm}^{-1}$, pita lebar pada $1028,0 \text{ cm}^{-1}$, dan pita tajam pada $3622,1 \text{ cm}^{-1}$ dan $916,1 \text{ cm}^{-1}$. Spektra-spektra serapan bilangan gelombang tersebut ternyata sesuai dengan hasil spektra inframerah dari mineral monmorilonit oleh Tan [8] yang menunjukkan pita daerah sekitar 3420 cm^{-1} untuk vibrasi OH dan pita lebar pada 1050 cm^{-1} untuk vibrasi Si-O, pita tajam pada bilangan gelombang 3622 cm^{-1} untuk vibrasi ulur OH bebas dan pita tajam pada bilangan gelombang $1637,5$ merupakan vibrasi lentur OH dari molekul air serta pita tajam pada bilangan gelombang $910-920 \text{ cm}^{-1}$ untuk getaran Al-O.

Kemudian untuk spektra inframerah hasil imobilisasi bentonit-asam humat Gambar [4C], terlihat pita serapan yang sedikit berbeda dengan spektra inframerah bentonit 4B. Hal ini terlihat dengan munculnya serapan pada panjang gelombang $2923,9 \text{ cm}^{-1}$ sebagai vibrasi alur C-O alifatik dan $2852,4 \text{ cm}^{-1}$ yang merupakan karakteristik dari vibrasi gugus metilen. Hasil ini memperkuat bahwa asam humat teradsorpsi ke dalam mineral bentonit, selanjutnya dengan munculnya serapan pada bilangan gelombang $1035,7$ yang melebar dapat diartikan telah terjadinya perubahan struktur bentonit akibat mengadsorpsi asam humat.

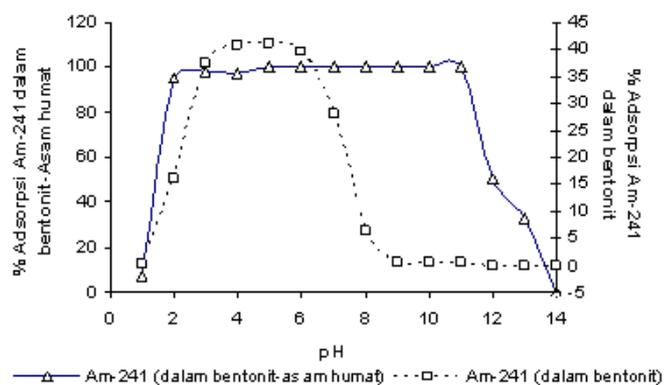
Karakterisasi asam humat, bentonit dan hasil imobilisasi asam humat dalam bentonit dengan alat difraktometer sinar-X dapat dilihat pada Gambar 5.

Pada Gambar 5A diperlihatkan difraktometer sinar-X untuk asam humat dengan puncak tertinggi pada sudut difraksi 2θ sebesar $11,64^\circ$ dengan intensitas puncak sangat signifikan. Data ini mengindikasikan kedudukan detektor pada posisi sudut difraksi 2θ sebesar $11,64^\circ$ menerima pancaran sinar-X hasil difraksi oleh padatan asam humat dengan frekuensi sinar-X yang didefraksi relatif sangat tinggi. Intensitas puncak ini terjadi disebabkan oleh banyaknya "Systematically Absent Reflection (SAR)" pada padatan asam humat yang terkena sinar-X pada kedudukan detektor menempati posisi sudut difraksi 2θ sebesar $11,64^\circ$.

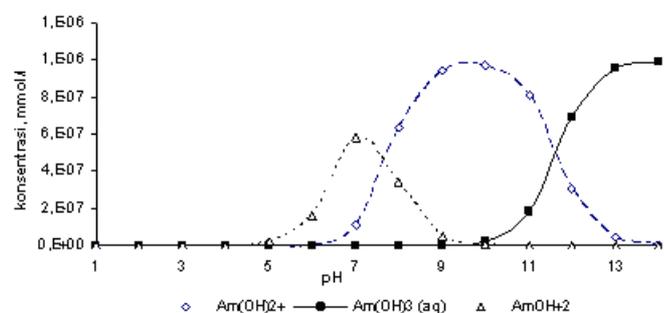
Kemudian pada Gambar 5A, juga dapat diperlihatkan difraktogram asam humat memperlihatkan puncak-puncak difraksi yang berekor, hal ini menunjukkan bahwa padatan asam humat cenderung berbentuk amorf atau tingkat kristalinitas padatannya cenderung rendah. Fenomena ini kemungkinan karena ikatan hidrogen antar gugus fungsi yang terdapat pada struktur senyawa asam humat, terbukti dengan puncak difraksinya yang memiliki resolusi relatif tinggi.

Difraktogram bentonit Gambar 5B terdapat puncak-puncak tertinggi pada sudut difraksi 2θ sebesar $26,65^\circ$ dengan intensitas puncak yang cukup, hal ini berarti detektor menerima difraksi sinar-X dari bentonit paling kuat intensitasnya. Berdasarkan tabel "Mineral Powder Diffraction File (MPDF)" difraksi tersebut menunjukkan adanya mineral kuarsa. Demikian pula pada sudut difraksi 2θ sebesar $5,1023^\circ$ yang setara dengan kisi kristal (d) sebesar $17,30^\circ$ yang mengindikasikan adanya mineral monmorilonit. Walaupun tidak kecil juga terlihat intensitas difraksi 2θ sebesar $19,89^\circ$ yang setara dengan $d = 4,466^\circ$, yang merupakan penciri mineral kaolin. Berdasarkan difraktogram tersebut dapat menunjukkan bahwa padatan bentonit cenderung berbentuk amorf.

Selanjutnya hasil difraktogram hasil imobilisasi asam humat ke dalam bentonit (bentonit-asam humat) pada Gambar 5C, menunjukkan adanya puncak tertinggi pada sudut 2θ sebesar $26,65^\circ$ yang identik dengan sudut difraksi pada difraktogram bentonit. Pada sudut 2θ sebesar $26,65^\circ$ tersebut bentonit-asam humat intensitasnya lebih kuat, hal ini kemungkinan telah terjadinya adsorpsi asam humat pada mineral kuarsa, pada mineral Dikit ($2\theta = 20,80$), dan pada mineral paligorskit ($2\theta = 23,97$). Pada Gambar 5C secara keseluruhan difraktogram bentonit-asam humat terjadi kenaikan intensitas di beberapa sudut difraksi, yang mengindikasikan adanya imobilisasi asam humat ke dalam bentonit cukup baik. Selanjutnya pada Gambar [5C] telah terjadi pergeseran sudut difraksi seperti dari $2\theta = 5,10$ menjadi $5,52$. Pergeseran ke arah kanan, kemungkinan disebabkan adanya asam humat yang teradsorpsi pada mineral monmorilonit.



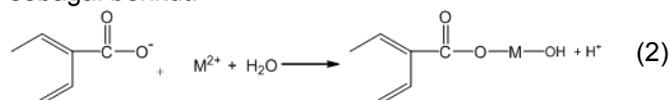
Gambar 6. Aplikasi imobilisasi bentonit-asam humat dan bentonit pada adsorpsi Am-241



Gambar 7. Beberapa spesies hidroksida Amerisium pada beberapa pH (simulasi dengan "Visual minteq")

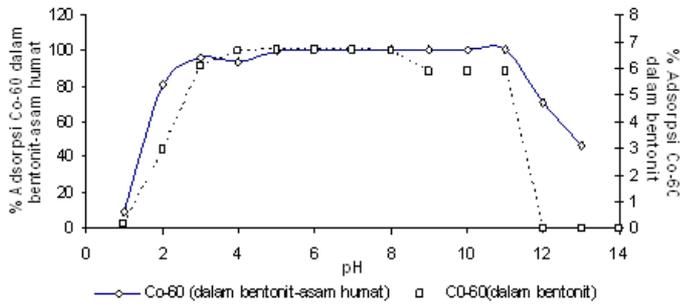
Adsorpsi Am-241, Co-60, Cs-137 dan Sr-90 dalam bentonit-asam humat

Berdasarkan persamaan reaksi (1), ikatan yang kemungkinan terjadi antara adsorben bentonit-asam humat dengan radionuklida dengan muatan $2+$, adalah sebagai berikut:

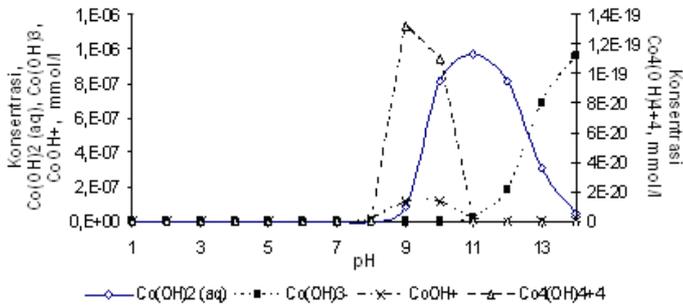


Pada gambar 6 dapat ditampilkan perbandingan hasil imobilisasi bentonit-asam humat dengan bentonit yang diaplikasikan untuk adsorpsi radionuklida Am-241.

Dari Gambar 6, dapat diperlihatkan bahwa adsorpsi radionuklida Am-241 ke dalam bentonit-asam humat dapat berlangsung baik dengan adsorpsi 99,95%, di sepanjang pH 2 hingga pH 11, kemudian setelah pH 12 hingga pH 14 adsorpsi akan turun, sedangkan adsorpsi Am-241 ke dalam bentonit hanya terjadi pada kisaran pH 2,5 hingga pH 6, dengan hasil maksimum adsorpsi sebesar 40,95% selanjutnya setelah pH 7 adsorpsi turun, bahkan pada pH di atas 9 Am-241 tidak ada yang teradsorpsi. Fenomena desorpsi Am-241 selanjutnya disimulasikan dengan perangkat lunak "Visual minteq" [11], guna mengetahui



Gambar 8. Aplikasi immobilisasi bentonit-asam humat dan bentonit pada adsorpsi Co-60



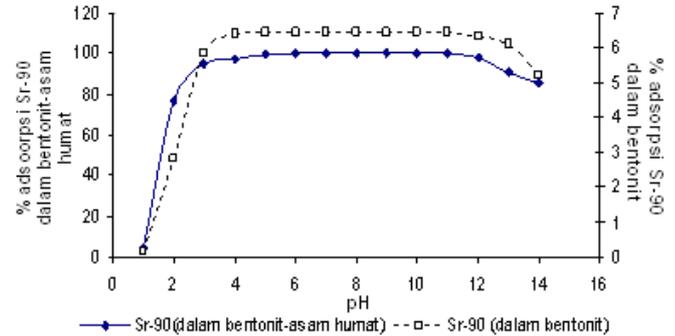
Gambar 9. Beberapa spesies hidroksida Cobal pada beberapa pH (simulasi dengan "Visual minteq")

sifat-sifat Am-241 pada pH tinggi. Dengan masukan konsentasi 0,001 mMol Am-241, 0,01 M kuat ion, suhu 25 °C, hasil keluaran "Visual minteq" dapat diperlihatkan pada Gambar 7. Ternyata pada Gambar 7 dapat ditunjukkan bahwa, Amerisium pada pH 1–14 mempunyai beberapa spesies hidroksida seperti ion $\text{Am}(\text{OH})_2^+$; $\text{Am}(\text{OH})_2^{2+}$ dan $\text{Am}(\text{OH})_3$ (aq) yang bersifat larut dalam air.

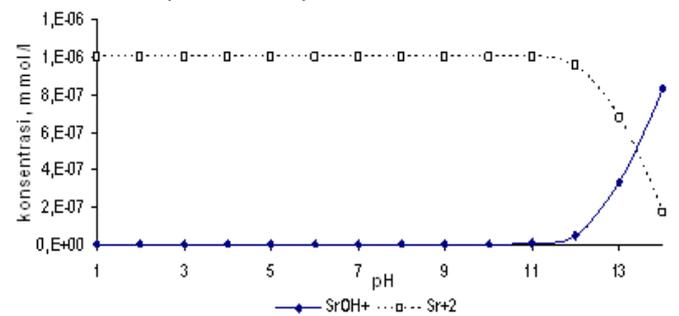
Dengan terbentuknya spesies-spesies tersebut dapat dimengerti mengapa Am-241 yang telah terikat pada ke dalam permukaan bentonit-asam humat, mengalami desorpsi kembali ke dalam larutan. Sedangkan Am-241 akan segera terdesorpsi ke dalam larutan, karena pH 6 telah terjadi spesies hidroksida $\text{Am}(\text{OH})_2^+$ yang tidak mampu diikat oleh permukaan bentonit.

Selanjutnya pada Gambar 6, dapat ditunjukkan bahwa adsorpsi Co-60 dalam bentonit-asam humat dan bentonit akan terjadi pada pH 3 hingga pH 11, dengan 96,5-99,8% adsorpsi untuk Co-60 dalam bentonit-asam humat sedangkan 5,5-6,8% adsorpsi dalam bentonit. Selanjutnya setelah pada kondisi pH 12, adsorpsi Co-60 baik itu dalam bentonit-asam humat atau bentonit akan cenderung turun.

Fenomena ini ternyata pada kondisi pH tinggi terjadi terbentuknya spesies hidroksida kobalt seperti $\text{Co}(\text{OH})_2$ (aq), $\text{Co}(\text{OH})_3$, CoOH^+ dan $\text{Co}_4(\text{OH})_4^{+4}$ seperti yang terlihat pada Gambar 9. Spesies-spesies tersebut merupakan hasil keluaran simulasi memakai perangkat



Gambar 10. Aplikasi immobilisasi bentonit-asam humat dan bentonit pada adsorpsi Sr-90



Gambar 11. Beberapa spesies hidroksida sronsium pada beberapa pH (simulasi dengan "Visual minteq")

lunak "Visual minteq" [11], dengan masukan konsentasi 0,001 mMol Co-60, 0,01 M kuat ion, suhu 25 °C.

Pada Gambar 9 tersebut, dapat diperlihatkan bahwa di daerah pH 12 dan pH 13, didominasi oleh spesies $\text{Co}(\text{OH})_2$ (aq) dan $\text{Co}(\text{OH})_3$ akibatnya Co-60 akan terlepas ke dalam larutan beserta asam humat yang telah termobilisasi ke dalam permukaan bentonit.

Dari Gambar 10, dapat diperlihatkan bahwa adsorpsi radionuklida Sr-90 ke dalam bentonit-asam humat dapat berlangsung di sepanjang pH 2 hingga pH 11. Pada Gambar 10 dapat diperlihatkan bahwa perbandingan adsorpsi Sr-90 dalam bentonit-asam humat berharga 96,87-99,56%, sementara bentonit hanya 5,81-6,45%. Kemudian setelah pH 12 hingga pH 14 adsorpsi Sr-90 baik itu dalam bentonit-asam humat dan bentonit akan cenderung turun. Untuk mengetahui fenomena desorpsi Sr-90 tersebut juga disimulasikan dengan perangkat lunak "Visual minteq", guna mengetahui sifat-sifat Sr-90 pada pH tinggi. Dengan masukan konsentasi 0,001 mMol Sr-90, 0,01 M kuat ion, suhu 25 °C, ternyata hasil keluaran "Visual minteq" dapat diperlihatkan pada Gambar 11. Pada Gambar 11 tersebut, ternyata hanya terdapat satu buah spesies sronsium hidroksida yaitu $\text{Sr}(\text{OH})^+$.

Pada Gambar 11 dapat ditunjukkan bahwa pada daerah pH 12-13 Sr^{2+} yang dapat diikat oleh hasil immobilisasi bentonit-asam humat dan bentonit akan semakin turun, seiring dengan terbentuknya spesies

hidroksida $\text{Sr}(\text{OH})^+$. Keadaan pada $\text{pH} > 12$ Sr-90 akan masuk kembali ke dalam larutan dan terlepas dari permukaan bentonit-asam humat.

KESIMPULAN

Imobilisasi bentonit-asam humat dapat dilakukan dengan umpan 100 g bentonit, asam humat 60 g, kuat ion 0,1 M NaNO_3 , pH 2,5 dapat mengikat gugus COOH maksimum sebesar 75,2%. Berdasarkan data spektroskopi inframerah dan difraktometer sinar-X, asam humat dapat termobilisasi ke dalam bentonit membentuk paduan bentonit-asam humat. Aplikasi adsorpsi radionuklida Am-241, Cs-137 dan Sr-90, menunjukkan bahwa bentonit-asam humat dapat mengadsorpsi dengan rentang pH 3 hingga pH 10. Dengan umpan radionuklida Am-241, Cs-137 dan Sr-90 masing-masing 0,001 mmol/L, 0,1 M NaNO_3 dan pH 5 ternyata bentonit-asam humat dapat mengadsorpsi 98,50-99,1%.

DAFTAR PUSTAKA

1. Kumar, A., Singhal, R.K., and Preetha, J., 2008, *Water Air Soil Pollut.*, 192, 293-302.
2. Whicker, F.W., Hinton, T.G., and MacDonell., 2004, *Science*, 303, 1615-1616.
3. Carver, A.M. and Hinton, T.G., 2007, *Water Air Soil Pollut.*, 185, 255-263..
4. Olga, N.A. and Schulz, M., 2008, *Water Air Soil Pollut.*, 194, 287-299.
5. Caron, F., Laurin, S., and Simister, C., 2007, *Water Air Soil Pollut.*, 178, 121-130.
6. Bunzi, K., Kracke, W., and Tikhomirov, A., 2000, *Radiat. Environ. Biophys.*, 37, 195-200
7. Kretzschmar, R. and Hesterberg, D., 1997, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 101-108.
8. TAN, K.H., 1996, *Soil Sampling, Preparation, and Analysis.*, Marcel Dekker, Inc, New York.
9. Muzakky and Santosa, S.J., 2007, *Indo. J. Chem.*, 8, 2, 163-168.
10. Tombacz, E., 2000, *Colloid. Polym. Sci.*, 278, 337-345
11. Gustafsson, J.P., "Manual of Visual MINTEQ". http://www.lwr.kth.se/Personal/personer/gustafsson_jon_petter/index.asp