

ISSN 1410 – 9565
Akreditasi No. 399/AU2/P2MI-LIPI/04/2012
SK Kepala LIPI Nomor : 395/D/2012
Tanggal : 24 April 2012

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH

Volume 16 Nomor 2 Desember 2013



**Pusat Teknologi Limbah Radioaktif
Badan Tenaga Nuklir Nasional**

J. Tek. Peng. Lim.	Vol. 16	No. 2	Hal. 1-94	Jakarta Desember 2013	ISSN 1410-9565
--------------------	---------	-------	-----------	--------------------------	----------------

Akreditasi No. 399/AU2/P2MI-LIPI/04/2012
SK Kepala LIPI Nomor : 395/D/2012, Tanggal : 24 April 2012

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH Volume 16 Nomor 2 Desember 2013

Jurnal enam bulanan
Pertama terbit Juni 1998

Penanggung Jawab / Pengarah

Drs. R. Heru Umbara
(Ka. PTLR BATAN)

Pemimpin Redaksi

Hendra Adhi Pratama, S.Si., M.Si. (PTLR BATAN)

Editor

Dr. Budi Setiawan, M.Eng. (PTLR BATAN)
Dr. Heny Suseno, M.Si. (PTLR BATAN)
Dr. Asep Nugraha Ardiwinata (KEMENTAN)
Dr. rer. nat. Budiawan (Dept. Kimia, Universitas Indonesia)
Drs. Gunandjar SU. (PTLR BATAN)

Mitra Bestari

Prof. Drs. Erwansyah Lubis, M.Si. (PTLR BATAN)
Dr. Sahat M. Panggabean (Kementerian Negara Riset dan Teknologi)
Dr. Muhammad Nurdin (Universitas Haluoleo)
Dr. Muslim (Fak. Perikanan dan Ilmu Kelautan, Universitas Diponegoro)

Tim Redaksi

Chevy Cahyana, S.Si., M.Si.
Pungky Ayu Artiani, S.T.
Ratih Kusuma Putri, S.ST.

Penerbit

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif
Badan Tenaga Nuklir Nasional
Kawasan Puspiptek Serpong, Tangerang 15310, Indonesia
Tel. +62 21 7563142, Fax. +62 21 7560927
e-mail : ptlr@batan.go.id

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH Volume 16 Nomor 2 Desember 2013

Pengantar Redaksi

Puji syukur ke hadirat Allah Yang Maha Esa atas terbitnya Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah, Volume 16 Nomor 2, Desember 2013. Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah memuat karya tulis ilmiah dari kegiatan penelitian dan pengembangan di bidang pengelolaan limbah yang meliputi aspek-aspek pengolahan limbah, penyimpanan limbah, dekontaminasi-dekomisioning, keselamatan lingkungan dan radioekologi kelautan.

Pada penerbitan kali ini kami menyajikan makalah-makalah hasil penelitian dan pengembangan yang terdiri bioakumulasi metil merkuri, laju dosis pada biota laut, survey lingkungan kelautan, faktor koreksi *self attenuation*, pengolahan limbah air pendingin reaktor nuklir, demo disposal, serta penentuan nilai koefisien difusi (K_d) plutonium.

Semoga penerbitan jurnal ini dapat memberikan informasi yang bermanfaat untuk dijadikan acuan dalam pelaksanaan kegiatan penelitian dan pengembangan pengelolaan limbah di masa yang akan datang.

Jakarta, Desember 2013

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH Volume 16 Nomor 2 Desember 2013

Daftar Isi

Budiawan: Bioakumulasi Metil Merkuri oleh *Perna Viridis* dan *Anadara Indica* Melalui Jalur Pakan (1-8)

Erwansyah Lubis, Heny Suseno, Wahyu Retno P., M. Nur Yahya: Dose Rate from Natural Radionuclides and ^{137}Cs to the Biota Marine of Bangka Sea (9-16)

Djarot S. Wisnubroto: Strategy on the Spent Nuclear Fuel Management of the Research Reactors in Indonesia (17-24)

Ikhsan Budi Wahyono: Survey Kelautan di Perairan Samudera Hindia Selatan Jawa Barat (Perairan Selat Panaitan Selatan (25-30)

Heny Suseno: Korelasi Konsentrasi ^{137}Cs Terhadap Mineral Lempung dalam Sedimen Perairan Semenanjung Muria Jepara (31-36)

Aisyah: Pemanfaatan Amonium Zeolit dan Polimer dalam Pengolahan Limbah Air Pendingin Reaktor Nuklir (37-46)

Sucipta: Optimasi Penempatan Disposal Demo dalam Lingkungan Geologi Kawasan Nuklir Serpong (47-64)

Chevy Cahyana, Mohamad Nur Yahya: Penetapan Faktor Koreksi *Self Attenuation* pada Analisis Sampel Sedimen dengan Spektrometri Gamma (65-70)

Wahyu Prihatini, Heny Suseno, Dedy Duryadi Solihin, Kadarwan Soewardi, Isdradjad Setyobudiandi: Effects of Concentration and Body Size on the Bioaccumulation of Mercury on the Ark Cockles *Anadara Antiquata* (71-80)

Murdahayu Makmur: Sebaran Radionuklida $^{239,240}\text{Pu}$ Di Air Permukaan Selat Bangka (81-86)

Mohamad Nur Yahya: Implementasi Pemantauan Parameter Oseanografi pada Lapisan *Thermocline* Selat Lombok (87-94)

BIOAKUMULASI METIL MERKURI OLEH *PERNA VIRIDIS* DAN *ANADARA INDICA* MELALUI JALUR PAKAN

Budiawan

Departemen Kimia, FMIPA, Universitas Indonesia

ABSTRAK

BIOAKUMULASI METIL MERKURI OLEH *PERNA VIRIDIS* DAN *ANADARA INDICA* MELALUI JALUR PAKAN. Telah dilakukan penelitian bioakumulasi metil merkuri melalui jalur pakan menggunakan radioisotop $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$. *Perna viridis* dan *Anadara indica* diberi pakan *isochrysis sp* yang terlabel $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$. Hasil penelitian menunjukkan Efisiensi asimilasi *Perna viridis* setelah 24 jam sebesar 1,147% sedangkan efisiensi asimilasi *Anadara indica* setelah 24 jam sebesar 0,393%. Nilai BAF pada *Perna viridis* adalah 5760,737 sampai dengan 10877,491 dan nilai BAF pada *Anadara indica* adalah 6756,617 sampai dengan 10522,4923

Kata kunci: Bioakumulasi, *Perna viridis*, *Anadara indica*, $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$, jalur pakan

ABSTRACT

BIOACCUMULATION OF METHYLMERCURY BY *PERNA VIRIDIS* AND *ANADARA INDICA* THROUGH FOOD PATHWAY. Research of bioaccumulation of methyl mercury through food pathway that use of radioisotopes $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$ has been conducted. *Perna viridis* and *Anadara indica* were fed by *Isochrysis sp* that been have labeled with $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$. The results were showed that assimilation efficiency of *Perna viridis* after 24 hours were 1.147% while the efficiency of assimilation *Anadara indica* after 24 hours were 0.393%. BAF values in *Perna viridis* were up to 10877.491 5760.737 and BAF values on *Anadara indica* is were 6756.617 up to 10522.4923

Keywords: Bioaccumulation, *Perna viridis*, *Anadara indica*, $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$, Food pathway

PENDAHULUAN

Sebagai salah satu zat pencemar, merkuri bersifat neurotoksin dan masuk ke ekosistem akuatik melalui deposisi atmosferik maupun bersumber dari eksternalisasi limbah industri [1,2]. Pada lingkungan akuatik, merkuri berbentuk anorganik (Hg^0 , Hg^+ dan Hg^{2+}) maupun organik (CH_3Hg^+ , $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ dan $\text{C}_6\text{H}_5\text{Hg}$). Bentuk dominan merkuri anorganik dalam lingkungan akuatik adalah Hg^{2+} dalam bentuk senyawaan kompleks maupun senyawaan ionik. Merkuri anorganik dapat dimetilasi oleh bakteri membentuk senyawaan organomercuri yang mempunyai toksisitas lebih tinggi dibandingkan dengan merkuri anorganik[3,4]. Organomercuri selain CH_3Hg^+ cepat terdekomposisi kembali menjadi merkuri anorganik (Booth *et al.* 2005). Senyawaan merkuri mempunyai afinitas terhadap lipid sehingga lebih mudah terakumulasi di dalam tubuh organisme dibandingkan senyawaan logam berat lainnya [5].

Organisme akuatik mengakumulasi senyawaan merkuri dalam bentuk CH_3Hg^+ dan Hg_2^{2+} pada seluruh tingkatan jejaring makanan[6]. Kekeurangan merupakan salah satu bagian ekosistem akuatik, mengakumulasi CH_3Hg^+ dan Hg_2^{2+} dari berbagai jalur paparan yaitu: air, pakan dan partikulat [7]. Hasil akumulasi tersebut meningkatkan kandungan merkuri di dalam jaringan tubuh ikan. Berbagai hasil penelitian menunjukkan senyawaan merkuri yang terkandung dalam daging ikan sebanyak 80 – 95% berbentuk CH_3Hg^+ [8]. Hal ini sangat berbahaya karena kekeurangan n banyak dikonsumsi oleh masyarakat sehingga menjadi sumber utama asupan CH_3Hg^+ pada manusia.

Pada penelitian ini dilakukan studi bioakumulasi metil merkuri oleh pada *Perna viridis* dan *Anadara indica*. Pemilihan pada *Perna viridis* dan *Anadara indica* sebagai objek studi karena kedua hewan laut ini banyak dibudidayakan di Indonesia dan sebagai salah satu sumber protein bagi masyarakat. Sebagai salah satu predator dalam jejaring makanan akuatik, pada *Perna viridis* dan *Anadara indica* berpotensi mengakumulasi metil merkuri tidak hanya melalui jalur air tetapi melalui jalur pakan. Belum banyak penelitian bioakumulasi senyawaan merkuri melalui jalur pakan. Disisi lain kemampuan akumulasi merkuri/metil merkuri dalam berbagai kondisi lingkungan belum banyak diketahui[9,10].

TATA KERJA

Bahan

Perunut radioaktif $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$ dan CH_3Hg^+ stabil, Akuarium masing-masing berukuran 250 liter untuk keperluan aklimatisasi dan akuarium berukuran 75 liter untuk keperluan percobaan bioakumulasi, Air laut yang diambil dari Sea World dan kerang hijau (*Perna viridis*) serta kerang bulu (*Anadara indica*) yang diambil dari Perairan Dadap, Teluk Jakarta. Bahan kimia yang digunakan: NaNO_3 , NaH_2PO_4 , Na_2EDTA , $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ dan $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

Alat

Aquaria system yang terdiri dari sistem sirkulasi dan filtrasi, Mikroskop untuk menghitung densitas plankton yang dibiakkan, Spektrometer gamma yang dilengkapi dengan detector NAI(Tl) diameter 10cm, tinggi 40 cm buatan Bicron Corp yang dihubungkan dengan MCA terintegrasi dalam sistem Inspector buatan Canberra terkoneksi dengan computer.

Metode

Aklimatisasi

Bertujuan untuk menghilangkan stress hewan percobaan (*Perna viridis* dan *Anadara indica*) dalam kondisi aquarium sehingga dapat digunakan dalam percobaan bioakumulasi. *Perna viridis* dan *Anadara indica* diaklimatisasi dalam akuarium 250 L dan diberi pakan sintetis sehari sekali sebanyak 10 ml. Seluruh proses aklimatisasi dilakukan dengan memelihara *Perna viridis* dan *Anadara indica* selama 3 minggu tanpa pemberian kontaminan.

Pembuatan Pakan Algae *Isochrysis sp.*

Pembuatan pakan alamiah algae *isochrysis sp.* berdasarkan media algae Gullard (medium f/2). Peralatan gelas yang dipakai harus disterilisasi dengan *autoclave* terlebih dahulu. Pengembangbiakkan algae dibuat dengan cara memasukkan 100 ml biakan algae ke dalam 100 ml air laut yang telah berisi nutrisi. Komposisi nutrisi makro dan mikro medium f/2 ialah sebagai berikut: NaNO_3 , NaH_2PO_4 , Na_2EDTA , $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ dan $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$.

Bioakumulasi CH_3Hg^+ Melalui Jalur Pakan

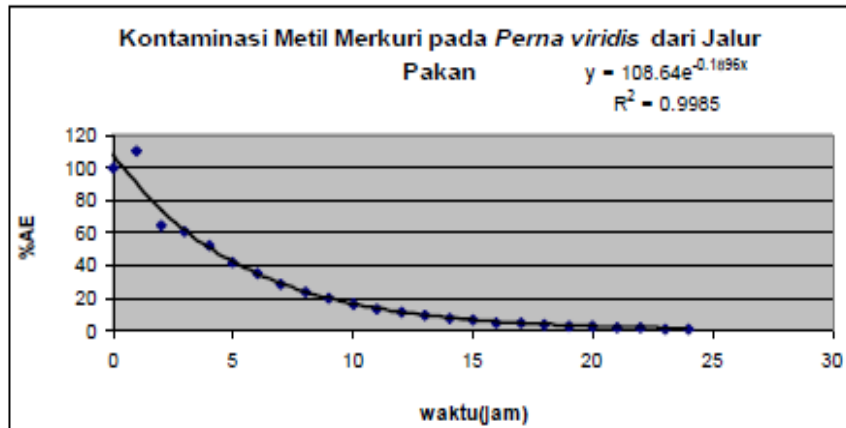
Sebelum melakukan percobaan kontaminan dari jalur pakan, maka disiapkan lebih dahulu medium algae yang akan dipakan. Medium algae *Isochrysis sp.* sebanyak 2 L ditracer dengan $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$ sebanyak 2 ml dan diamankan selama tiga hari. Setelah itu, algae yang telah terkontaminasi disaring dengan whatman milipore yang berukuran $0,45 \mu\text{m}$ dan didapatkan 1000 ml pakan *Isochrysis sp.* labeling. Kemampuan mengakumulasi $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$ dari jalur pakan direpresentasikan sebagai efisiensi asimilasi (AE). Efisiensi asimilasi adalah persentase kontaminan yang diserap atau dicerna tubuh kerang setelah pemberian pakan 24 jam. Kerang berukuran besar ditempatkan dalam beaker berukuran 1L yang berisi air laut bebas kontaminan. Kerang diberi pakan *Isochrysis sp.* Setelah pemberian pakan, kerang ditempatkan dalam akuarium berisi air laut bebas kontaminan sebanyak 25L. Setiap jam kandungan $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$ dianalisis melalui pencacahan dengan menggunakan spektrometer gamma. Nilai AE ditetapkan berdasarkan kandungan $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$ setelah pemberian pakan.

Pembedahan Bagian Tubuh (Dissection)

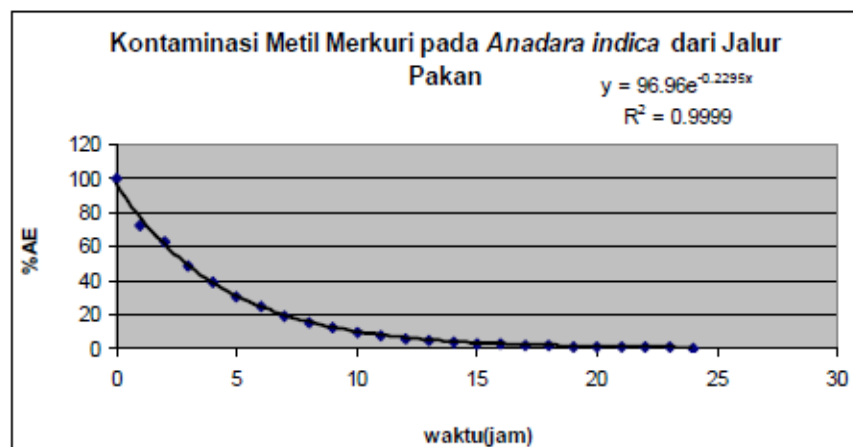
Dissection dimaksudkan untuk mengetahui distribusi CH_3Hg^+ di dalam kompartemen utama kerang. Setelah *Perna viridis* dan *Anadara indica* didepurasi, kerang-kerang tersebut dimasukkan ke dalam *freezer* untuk mencegah pembusukkan. Kemudian dilakukan pengambilan organ-organ yang penting dalam tubuh kerang untuk mengetahui distribusi kontaminan $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$, yakni *foot*, *gill*, *digestive tract*, *water*, *mantle*, dan *byssus*. Organ tersebut kemudian dimasukkan ke dalam vial berisi 10 ml HCl 2M. diambil dan dimasukkan masing-masing ke dalam vial yang berisi 10 ml HCl 2M. Untuk membuat standar dalam proses dissection, disiapkan vial yang berisi $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$ sebanyak 50 μL dalam HCl 2M sehingga total volume larutan standar adalah 10 ml. Standar dan organ hasil *dissection* dianalisa dengan spektrometer gamma.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Kemampuan mengakumulasi CH_3Hg^+ dari jalur pakan direpresentasikan sebagai efisiensi asimilasi (AE). Efisiensi Asimilasi adalah persentase kontaminan yang diserap oleh kerang setelah diberi pakan selama 24 jam. Besar efisiensi asimilasi pada *Perna viridis* dan *Anadara indica* setelah diberi pakan direpresentasikan pada Gambar 1 dan 2.



Gambar 1. Efisiensi asimilasi CH_3Hg^+ pada *Perna viridis*

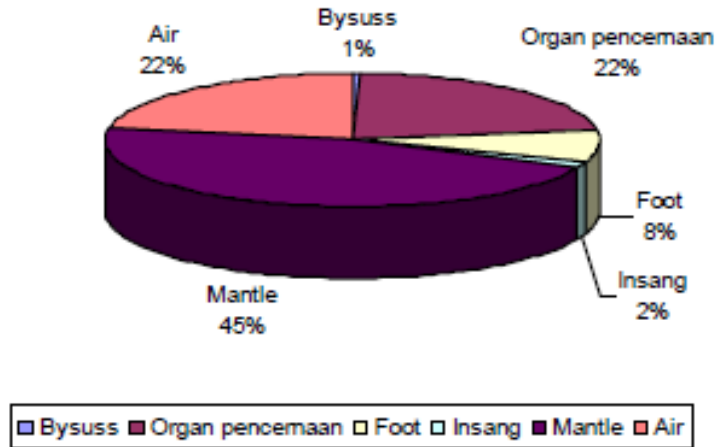


Gambar 2. Efisiensi asimilasi CH_3Hg^+ pada *Anadara indica*

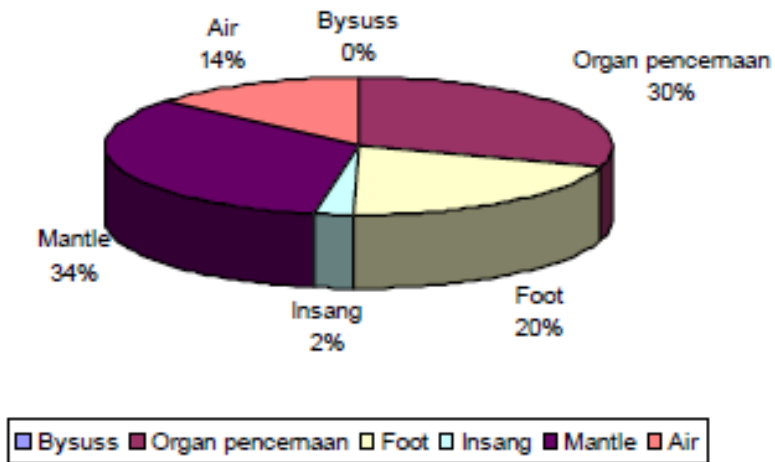
Berdasarkan gambar 1 dan 2 menunjukkan nilai efisiensi asimilasi *Perna viridis* setelah 24 jam sebesar 1,147% sedangkan efisiensi asimilasi *Anadara indica* setelah 24 jam sebesar 0,393%. Efisiensi asimilasi adalah kemampuan biota mencerna CH_3Hg^+ selama 24 jam di dalam tubuh biota. Berdasarkan grafik di atas, efisiensi asimilasi akan semakin menurun seiring dengan bertambahnya waktu. Hal ini disebabkan karena *Perna viridis* dan *Anadara indica* melakukan proses ekskresi sehingga CH_3Hg^+ terekskresi melalui feses dan urin. Mekanisme asimilasi *Isochrysis sp.* yang sudah terkontaminasi CH_3Hg^+ diawali oleh masuknya pakan tersebut ke dalam tubuh kerang melewati mulut dan masuk ke dalam usus. *Isochrysis sp.* yang mengandung protein akan dihidrolisis oleh enzim pepsin menjadi bentuk yang lebih sederhana yakni proteosa dan pepton. Pada usus halus, protein tersebut akan dipecah menjadi asam-asam amino yang sederhana oleh enzim tripsin. Asam-asam amino tersebut akan diserap oleh permukaan usus halus. Penyerapan asam-asam amino akan menuju hati untuk kemudian didistribusikan ke seluruh tubuh *Perna viridis* dan *Anadara indica*. Sisa-sisa metabolisme akan dikeluarkan melalui feses dan dalam bentuk ammonia[11]. Beberapa penelitian menunjukkan bahwa efisiensi asimilasi logam

bergantung pada fisiologi pencernaan dan jenis pakan. Pada *Perna viridis*, nilai efisiensi asimilasi CH_3Hg^+ lebih besar karena daya hisap *Perna viridis* terhadap pakan sangat besar. Selain itu karena ukuran *Perna viridis* yang lebih besar dibandingkan dengan *Anadara indica* menyebabkan kemampuan mencerna *isochrysis sp.* cenderung lebih besar sehingga CH_3Hg^+ yang tertahan akan lebih banyak.

Setelah proses depurasi, sejumlah fraksi CH_3Hg^+ masih terakumulasi di dalam tubuh kerang. Bioakumulasi tersebut bersifat permanen pada organ sasaran tertentu. Distribusi CH_3Hg^+ dalam organ sasaran kekerangan ditunjukkan pada Gambar 3 dan 4.



Gambar 3. Persentase distribusi CH_3Hg^+ pada jaringan *Perna viridis*



Gambar 4. Persentase distribusi CH_3Hg^+ pada jaringan *Anadara indica*

Berdasarkan Gambar 3 dan 4, menunjukkan bahwa proporsi terendah CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* terletak pada *byssus* (1%) sedangkan persentase tertinggi CH_3Hg^+ yang tersisa setelah depurasi terletak pada *mantel* (45%). Pada *Anadara indica*, organ pencernaan merupakan organ dengan sisa CH_3Hg^+ terbesar (30%) setelah proses biokumulasi dan insang merupakan organ dengan persentase CH_3Hg^+ terkecil (2%). Menurut Bustamante et al, CH_3Hg^+ disimpan dalam jaringan dan organ dalam tubuh biota karena CH_3Hg^+ memiliki afinitas yang tinggi pada grup sulfidril dalam protein muscular[12]. Pada *Anadara indica*, organ pencernaan mengandung 30% CH_3Hg^+ dari total CH_3Hg^+ karena kapasitas retensi CH_3Hg^+ lebih besar dibandingkan dengan kompartemen yang lain. Organ pencernaan memiliki peran yang penting dalam proses pencernaan dan detoksifikasi xenobiotik. Pada *Perna viridis*, *mantel* mengandung 45% dari total CH_3Hg^+ disebabkan karena ketidaksempurnaan dalam melakukan proses pengambilan organ dan jaringan biota sehingga memungkinkan pemisahan organ *mantel* dan CH_3Hg^+ menjadi tidak sempurna. Namun, dapat disimpulkan bahwa distribusi konsentrasi CH_3Hg^+ berada dalam organ *Perna viridis* dan *Anadara indica*. Hal tersebut disebabkan oleh sejenis protein metalotionin pada organ yang bersifat mengikat CH_3Hg^+ lebih banyak dibandingkan dengan otot dan *mantel*. Pada *Perna viridis* dan *Anadara indica*, kandungan CH_3Hg^+ dalam insang yang paling kecil dibandingkan dengan kompartemen lain. Hal ini disebabkan karena depurasi kontaminan sangat cepat terjadi dari insang ke luar tubuh dibandingkan dengan kompartemen lainnya. Konsentrasi CH_3Hg^+ dalam organ biota khususnya pada organ pencernaan semakin lama semakin meningkat pada beberapa hari setelah melalui proses depurasi. Retensi CH_3Hg^+ yang besar ini disebabkan karena pada organ pencernaan terjadi proses detoksifikasi yang mengubah CH_3Hg^+ menjadi bentuk non toksik yang melibatkan protein sitosol.

Untuk memprediksi BAF digunakan nilai BCF dan AE yang diperoleh dari percobaan[13]. Nilai BCF dihitung sebagai rasio k_u terhadap k_e dan disajikan pada Nilai BAF merupakan faktor bioakumulasi yang berasal dari kontribusi jalur air dan jalur pakan. Prediksi nilai BAF ditentukan berdasarkan kalkulasi menggunakan persamaan dari eksperimen sebelumnya [13] Nilai BCF untuk jenis algae adalah 5000 hingga 500.000[14]. Hal ini sesuai dengan hasil penelitian di mana nilai BCF yang didapatkan termasuk dalam range yang direkomendasikan. Penelitian ini memodelkan paparan metil merkuri dalam range IR (1 hingga 5% berat tubuh biota per hari). Hasil perhitungan nilai BAF dapat dilihat pada Tabel 1.

Tabel 1. Perhitungan nilai BAF

IR	BAF <i>Perna viridis</i>		BAF <i>Anadara indica</i>	
	Besar	Kecil	Besar	Kecil
0.01	5760,737	10252,423	6756,617	10427,679
0.02	5898,267	10408,690	6792,540	10451,382
0.03	6035,797	10564,957	6828,463	10475,086
0.04	6173,327	10721,224	6864,387	10498,789
0.05	6310,857	10877,491	6900,310	10522,492

Mengacu pada Tabel 1, nilai BAF pada *Perna viridis* adalah 5760,737 sampai dengan 10877,491 dan nilai BAF pada *Anadara indica* adalah 6756,617 sampai dengan 10522,4923. Untuk kajian resiko terhadap manusia yang mengkonsumsi kerang digunakan nilai BAF yang tertinggi. Untuk *Perna viridis* nilai BAF tertinggi sebesar 10877,491 sedangkan untuk *Anadara indica* nilai BAF yang tertinggi adalah sebesar 10522,4923.

Kandungan CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* dan *Anadara indica* merupakan perkalian antara BAF dengan konsentrasi di air. Nilai tersebut ditunjukkan pada Tabel 2.

Tabel 2. Estimasi kandungan CH_3Hg^+ dalam *Perna viridis* dan *Anadara indica*

[CH_3Hg^+] ($\mu\text{g/L}$)	BAF		[CH_3Hg^+] _{biota}	
	<i>Perna viridis</i>	<i>Anadara indica</i>	<i>Perna viridis</i>	<i>Anadara indica</i>
0,02	10877,49	10522,49	0,2175	0,210
0,04	10877,49	10522,49	0,435	0,421
0,08	10877,49	10522,49	0,870	0,842
0,1	10877,49	10522,49	1,088	1,052

Mengacu pada Tabel 2 jika konsentrasi CH_3Hg^+ dalam air sebesar 0,02 sampai dengan 0,1 $\mu\text{g/L}$, maka akan mengakibatkan kandungan CH_3Hg^+ dalam tubuh *Perna viridis* dan *Anadara indica* berturut-turut adalah 0,2175 sampai dengan 1,088 dan 0,210 sampai dengan 1,052. Potensi paparan senyawaan CH_3Hg^+ terhadap manusia dapat berasal dari konsumsi kekerangan. Mengingat CH_3Hg^+ lebih toksik dibandingkan Hg^{2+} maka CH_3Hg^+ digunakan sebagai acuan dalam mengkaji berbagai dampak terhadap kesehatan manusia akibat mengkonsumsi kekerangan. Kandungan CH_3Hg^+ dalam tubuh kekerangan tidak dapat dijadikan patokan terhadap dampak negatif manusia karena kandungan CH_3Hg^+ sangat bervariasi. Oleh sebab itu, US EPA (*Environmental Protection Agency*) menggunakan nilai RfD atau dosis referensi yang merupakan batasan antara aman dan keracunan. Berdasarkan nilai RfD tersebut dihitung batasan aman mengkonsumsi ikan dengan asumsi berat badan orang dewasa 70 kg, rerata konsumsi 0,22 Kg kerang periode 1 bulan, serta dosis referensi CH_3Hg^+ sebesar $1 \times 10^{-4} \text{ mg. Kg}^{-1} \cdot \text{hari}^{-1}$ [15]. Batasan tersebut ditunjukkan pada Tabel 3.

Tabel 3. Batasan dosis yang tidak menimbulkan efek kanker

Batasan Konsumsi Berdasarkan Resiko (frekuensi per bulan)	Kadar CH_3Hg^+ dalam Kerang yang Tidak Menimbulkan Efek Kanker
16	>0,03-0,06
12	>0,06-0,08
12	>0,08-0,12
8	>0,12-0,24
4	>0,24-0,32
3	>0,32-0,48
2	>0,48-0,97
1	>0,97-1,9
0,5	>1,9

Berdasarkan hasil eksperimen, jika terdapat konsentrasi CH_3Hg^+ dalam air laut sebesar $0,02 \mu\text{g/L}$ maka konsentrasi CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* dan *Anadara indica* berturut-turut sebesar $0,2175$ dan $0,210$ ppm. Berdasarkan nilai tersebut, maka batasan mengkonsumsi *Perna viridis* dan *Anadara indica* adalah 8 kali dalam sebulan. Jika terdapat konsentrasi CH_3Hg^+ dalam air laut sebesar $0,04 \mu\text{g/L}$ maka konsentrasi CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* dan *Anadara indica* berturut-turut sebesar $0,435$ dan $0,421$ ppm. Berdasarkan nilai tersebut, maka batasan mengkonsumsi *Perna viridis* dan *Anadara indica* adalah 3 kali dalam sebulan. Di sisi lain, jika terdapat konsentrasi CH_3Hg^+ dalam air laut sebesar $0,08 \mu\text{g/L}$ maka konsentrasi CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* dan *Anadara indica* berturut-turut sebesar $0,870$ dan $0,842$ ppm. Berdasarkan nilai tersebut, maka batasan mengkonsumsi *Perna viridis* dan *Anadara indica* adalah 2 kali dalam sebulan. Jika terdapat konsentrasi CH_3Hg^+ dalam air laut sebesar $0,1 \mu\text{g/L}$ maka konsentrasi CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* dan *Anadara indica* berturut-turut sebesar $1,088$ dan $1,052$ ppm. Berdasarkan nilai tersebut, maka batasan mengkonsumsi *Perna viridis* dan *Anadara indica* adalah 1 kali dalam sebulan. Banyaknya *Perna viridis* dan *Anadara indica* yang dikonsumsi tiap bulan tidak diperbolehkan lebih dari $0,22$ Kg.

KESIMPULAN

Efisiensi asimilasi *Perna viridis* setelah 24 jam sebesar $1,147\%$ sedangkan efisiensi asimilasi *Anadara indica* setelah 24 jam sebesar $0,393\%$. Nilai BAF pada *Perna viridis* adalah $5760,737$ sampai dengan $10877,491$ dan nilai BAF pada *Anadara indica* adalah $6756,617$ sampai dengan $10522,4923$.

UCAPAN TERIMA KASIH

Terimakasih diucapkan kepada Sdri. Ganeshia Kristy Pratiwi yang telah melaksanakan percobaan dan Sdr. Heny Suseno dari Bid Radioekologi Kelautan atas bantuan fasilitas

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. WHO (2008), Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure, Issued by UNEP DTIE Chemicals Branch and WHO Department of Food Safety, Zoonoses and Foodborne Diseases Geneva, Switzerland.
- [2]. Gochfeld, M (2003) Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56, 174–179.
- [3]. Paasivirta, J.K (2000). Long-term Effects of Bioaccumulation in Ecosystems. The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 2 Part J Bioaccumulation (ed. by B. Beek) © Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- [4]. Morel, F.M.M., Kraepiel, A.M.L., Amyot, M (1998). The Chemical Cycle and Bioaccumulation of Mercury. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29, 543–66.
- [5]. Ravichandran, M (2004) Interactions between mercury and dissolved organic matter—a review. *Chemosphere* 55, 319–331
- [6]. Selid, P.D et al (2009) Sensing Mercury for Biomedical and Environmental Monitoring: Review. *Sensors*. 9, 5446-5459
- [7]. Chasar, L et al (2009) Mercury Cycling in Stream Ecosystems. 3. Trophic Dynamics and Methylmercury Bioaccumulation. *Environ. Sci. Technol.* 43, 2733–2739
- [8]. Schwindt, R.A et al (2008) Mercury Concentrations in Salmonids from Western U.S. National Parks and Relationships With Age and Macrophage Aggregates. *Environ. Sci. Technol.* 2, 1365–1370
- [9]. Leji, J., et al. (2007) Thyroidal and osmoregulatory responses in tilapia (*Oreochromis mossambicus*) to the effluents of coconut husk retting. *J Endocrinol Reprod* 11, 1: 23 – 30
- [10]. Steffens, W., Hilge, V (1999). The importance of tilapias (Cichlidae) for tropical aquaculture. *Proceed Deutscher Tropentag*, Berlin.
- [11]. Lehninger. (2004). Principles of Biochemistry : 4th Edition.
- [12]. Bustamante, Paco., et al. (2002). Biokinetics of Zinc and Cadmium Accumulation and Depuration at Different Stages in The Life Cycle of The Cuttlefish *Sepia officinalis*. *Journal of Marine Ecology Progress Series*.

- [13]. Budiawan. Studi Bioakumulasi Metil Merkuri Pada *Perna Viridis* Dan *Anadara Indica* Menggunakan Radiotracer, Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah Volume 16 Nomor 1 Juli 2013
- [14]. IAEA (1985) Sediment Kds and concentration factors for radionuclides in the marine environment. International Atomic Energy Agency Tech Rep Ser 247:1–44
- [15]. International Agency for Research on Cancer (IARC)-Summaries and Evaluations Mercury and Mercury Compounds Vol:58 (1993) (p.239).

DOSE RATE FROM NATURAL RADIONUCLIDES AND ^{137}Cs TO THE BIOTA MARINE OF BANGKA SEA

Erwansyah Lubis, Heny Suseno, Wahyu Retno Prihatiningsih, M. Nur Yahya

Marine Radioecology Department, Radioactive Waste Management Center,
Kawasan Puspiptek, Tangerang-15310, Indonesia.

erlub@batan.go.id

ABSTRACT

DOSE RATE FROM NATURAL RADIONUCLIDES AND ^{137}Cs TO BIOTA MARINE OF BANGKA SEA. The estimation of dose rate (External + Internal) from natural radionuclides γ -emitter and ^{137}Cs contain in sea water and marine sediment to larvae/ small insect, mollusk/ large insect, small fish, large fish and turtle has carried out using *Point Source Dose Distribution* (PSDD) methodology. The results shown that the total dose rate of β and γ radiations from natural radionuclides and ^{137}Cs from sea water and marine sediment to larvae/ small insect, mollusk/ large insect, small fish, large fish and turtle were low, just 1.6 – 15.0 % that was recommended by IAEA and DOE's. Base on this assessment results further investigation is not needed and this data can be used as a base-line for marine monitoring program if nuclear power plant (NPP) built and operated in Bangka islands. The total dose rate calculated with PSDD methodology is compared to the results using ERICA computer code, shown unsignificantly different.

Keywords: Natural Radionuclides, ^{137}Cs , Marine Biota, Dose rate, Base-line Data.

ABSTRAK

LAJU DOSIS RADIONUKLIDA ALAM DAN ^{137}Cs TERHADAP BIOTA LAUT PULAU BANGKA. Perkiraan laju dosis (Eksternal + Internal) dari radionuklida alam pemancar γ dan ^{137}Cs yang terdapat dalam air dan sedimen laut pesisir pulau Bangka terhadap larva/ jentik ikan, moluska, ikan kecil, ikan besar dan kura-kura telah dilakukan dengan menggunakan metodologi *Point Source Dose Distribution* (PSDD). Hasil yang diperoleh menunjukkan bahwa laju dosis dari radiasi γ dan β yang diterima dari radionuklida alam dan ^{137}Cs yang terdapat dalam air dan sedimen laut oleh larva/ jentik ikan, moluska, ikan kecil, ikan besar dan kura-kura relative lebih kecil dari batasan yang direkomendasikan oleh IAEA dan DOE, hanya 1.5 – 15.0 % dari yang ditetapkan sebesar 40 $\mu\text{Gy}/\text{jam}$. Berdasarkan data yang diperoleh ini tidak perlu dilakukan investigasi lebih lanjut dan data ini dapat digunakan sebagai data-dasar (base-line data) untuk program pemantauan lingkungan laut bila suatu saat PLTN beroperasi di pulau Bangka. Perhitungan laju dosis dengan menggunakan metodologi PSDD dibandingkan dengan hasil perhitungan menggunakan perangkat lunak ERICA, hasil yang diperoleh menunjukkan tidak ada perbedaan yang signifikan.

Kata kunci: Radionuklida alam, ^{137}Cs , Biota Laut, Laju Dosis, Data-Dasar.

INTRODUCTION

Base on the assessment report in the Blue-print of National Energy Management, that 5 % of national electricity needs in the future will be supplied from Nuclear Power Plant (NPP) [1]. The first of NPP was planned will be built in Bangka island. The province of Kepulauan Bangka Belitung, geographically is located between 104° to $109^{\circ}30'$ East Longitude and $0^{\circ} 50'$ to $4^{\circ} 10'$ South Longitude. The border of Bangka island were Bangka Strait (Western), Karimata Strait (Eastern), Natuna Sea (Northern) and Java Sea (Southern) [2]. Bangka island is ± 500 km far from the region of ring of fire, because of that the occurrence of tsunami and earthquakes beside relatively rare and also small in magnitude [3,4,5]. The NPP generally built close to water-body (sea, lake, river). The water body is used as water resources for the cooling system and also used for releasing the liquid doubtful effluent that generated in processing of low and intermediate level radioactive liquid waste.

In the operations of the NPP, the low and medium level of radioactive waste and spent fuel element will be generated. According to Act number 10 year 1997 [6], the management police of high radioactive waste its close or open cycle, has not yet decided. The low and medium level of radioactive waste will be processing in the radioactive waste installation that is close to the NPP site. The spent fuel element will be stored in the nuclear site, dry or wet stored system. In the processing the liquid radioactive waste the doubtful effluent will be generated, that potentially still contain a small quantity of radionuclides. The doubtful effluent have to monitor, if the concentrations of the radionuclides contains isbelow the derive release limits (DRL's) will have permitted for releasing to the water body, and if itsconcentrations more higher than DRL's, this effluent has to reprocessing again. The radionuclides that released to the sea will be dispersed and transported by the seawater. The radionuclides contain in the effluentthat released to the water body will contaminate the compartment of the marine ecosystem, such as seawater, marine sediment and the biota. Finally, these radionuclides also will come to the man through many pathways, such as consumption of the fish, crustacean, mollusk, activities in the sea surface, recreation in the beach and etc. These contamination in the long times will increase the radiation dose received by the public throught many pathways externally and internally.

In this paper, the radiation dose rate from natural radionuclides and ^{137}Cs to the marine biota contain in the seashore of Bangka islands are estimated. The estimations results of the radiation dose rate to the marine biota can used in the future as a references for evaluating the radioactivity monitoring programs when the NPP build and operated in Bangka island. The protection of the marine biota is important, because base on the feed-webs, an organism has specific tropic level, when once of the tropic level has a disturbance,its will disturbs the resources for the another organism that has more higher tropic level. This condition has a probability to extinct that organism. It is different for the human being, the radiation effects has a risk for individual and his descendantthat were stochastic and non-stochastic effect, will not extinct the man [7].

RADIONUCLIDE ANALYSIS

Sediment and sea water of West and South of Bangka was sampled on March 04 to September 09, 2011. The 120 liters of sea water and 2.0 kg of marine sediments sampled in each stations and the sea water precipitate in situ with Ammonium Phospomolibdat (AMP) method [8]. The marine sediments is dried under the sun for 1 – 2 days, and then dried again in the oven at 85°C for 5 days. The dries sediment were grinded and filtered with 200 mesh filter, after that 1 kg of sediment fill in to marinelly beaker for counting [9]. The radionuclide counted with γ -spectrometry made in Canberra that equipped with HPGe detector. The counting times for sea water and marine sediment were 72 hours respectively.

RADIATION DOSE RATE CALCULATION

The calculations of radiation dose rate to small insect, larvae, mollusk, small and large fish and turtle with Point Source Dose Distribution (PSDD) method that developed by International Atomic Energy Agency (IAEA) and U.S. Department of Energy's (DOE's). Evaluating the radiation dose rate to the biota aquatic is used limitation dose of $0.4\text{mGy/ hours}(1\text{ rad/ day})$. DOE recommends that if the results of radiological models or dosimetric measurements indicate that a radiation dose rate of $0.1\text{ mGy per hours}(100\ \mu\text{Gy/h})$ will be exceeded, than a more detailed evaluation of the potential ecological consequences of radiation exposure to endemic populations should be conducted [10, 11].

THE RESULTS AND DISCUSSION

The terrestrial and the seashore of Bangka contain a lot of minerals, especially Stanium (Sn). The Sn mining and melting has been done for years, the liquid waste from mining is released to the seashore via small rivers. Due to these mining the activity of natural and anthropogenic radionuclides will vary between one placesto another places in the seashore of Bangka islands. Based on the grounds survey, the mining of Sn in West of Bangka more plenty than in the South. It is assumed that the variety of natural and anthropogenic radionuclides activity in both areas will varies too.

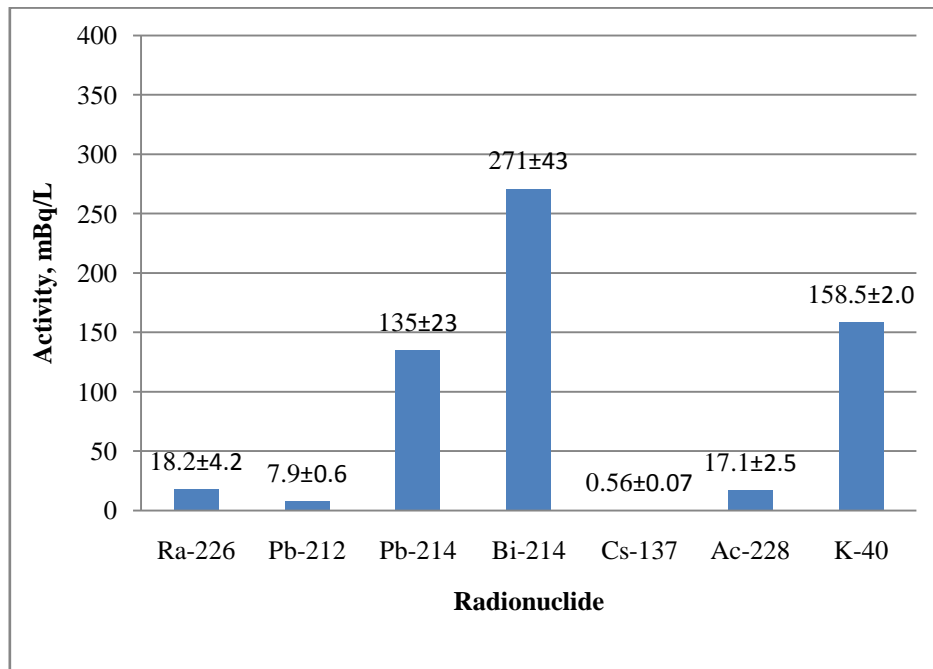


Figure 1. The activity of natural radionuclides and ^{137}Cs in sea water of Bangka island.

Figure 1 shown the radionuclides detected in sea water of Bangka islands, generally were ^{226}Ra , ^{212}Pb , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{228}Ac , and ^{40}K (Natural Radionuclides) and ^{137}Cs (Anthropogenic Radionuclide). The ^{137}Cs activity in sea water is 0.56 ± 0.07 mBq/L, this concentrations is in the range if compared to the same radionuclides contain in sea water of the Indian Ocean that was reported by the International Atomic Energy Agency (IAEA) in 1982, that were 1.1 – 8.9 mBq/L [8]. The half-life of ^{137}Cs is 30.0 years, if there is no input from nuclear testing and liquid release from spent fuel reprocessing plant or radioactive waste management facilities to Indian Ocean until now, the concentrations of ^{137}Cs in 2012 predicted was 0.55 – 4.45 mBq/kg.

Table 1. Radionuclide activity (wet weight) in marine sediment of West and South of Bangka.

Region	Aktiviti, Bq/ kg (wet weight).						
	^{226}Ra	^{212}Pb	^{214}Pb	^{214}Bi	^{137}Cs	^{228}Ac	^{40}K
West of Bangka N = 27	152 ± 83 54 - 470	630 ± 467 56-1620	1733 ± 114 432-6423	8898 ± 618 975-3334	0.59 ± 0.55 Nd-1,75	747 ± 490 233-1899	87 ± 58 Nd -197
South of Bangka N = 37	108 ± 52 13-204	304 ± 238 24 - 1207	1084 ± 103 23- 4994	4635 ± 299 738-1191	0.39 ± 0.22 Nd - 0,85	403 ± 328 4 - 1704	99 ± 70 Nd - 307

Note: Nd = Not detectable

Table 1 shown the activity wet weight of natural radionuclides and ^{137}Cs in the sediment marine West and South of Bangka islands from 27 and 37 sampling stations respectively. The range activity of each radionuclide were large, the activity has wide variability between sampling station. The activities of natural radionuclides and ^{137}Cs in the West more higher than in the South of Bangka, shown difference significantly. The differences may be because of the mining activities in the West of Bangka more intensively than in the South of Bangka. Liquid waste from terrestrial mining is released to the seashore via small rivers, this also one of the factors that give the variability activity of natural radionuclide in the marine sediment. The mining in the seashore using a pump with high power, this condition make a high mobility of sediment and the sand in the sea water, this also one of the factors that give the variability activity of natural radionuclide in the marine sediment. ^{137}Cs in sea water and marine sediment were coming from fall-out, its haven in

long-time since atmosphere nuclear testing era at 1960's. The activity of ^{137}Cs in the sediment of the West and the South of Bangka were 0.59 ± 0.55 and 0.39 ± 0.22 Bq/ kg, more lower than was reported by IAEA in the Safety Series No. 172, that is 18.5 – 666 mBq/ kg [4]. The activities of natural radionuclides and ^{137}Cs shown in Figure 1 and Table 1 than used for calculating the radiation dose rate to the marine biota.

Figure 2 shown the internal radiation dose rate ($\beta+\gamma$) radiation in the sea water to the fish and mollusk. In the calculation the bio-accumulation factor that published by IAEA is used [7]. The Internal dose rate from natural radionuclides and ^{137}Cs for fish and mollusk were $4.2\text{E-}04$ $\mu\text{Gy/h}$ and $3.3\text{E-}03$ $\mu\text{Gy/h}$ respectively.

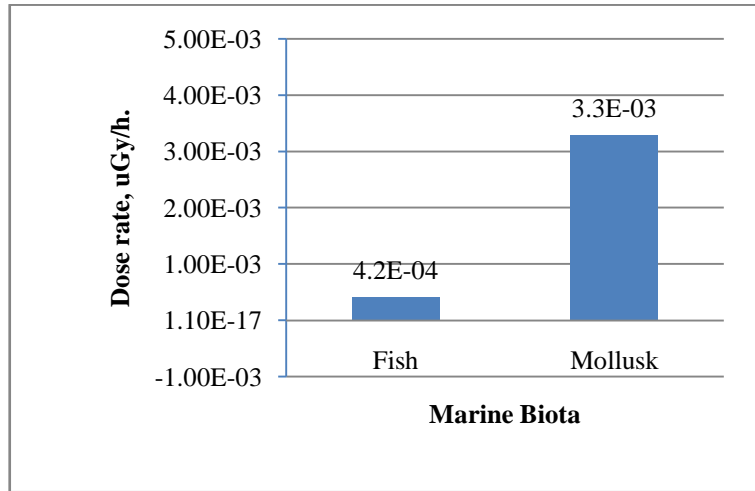


Figure 2. Internal dose rate ($\beta+\gamma$) from natural radionuclides and ^{137}Cs in sea water to the fish and mollusk in West of Bangka.

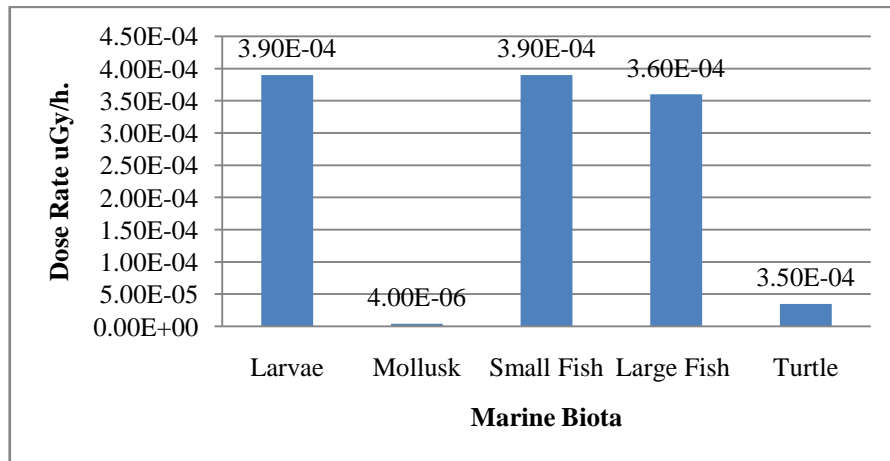


Figure 3. External dose rate ($\beta+\gamma$) of natural radionuclides and ^{137}Cs from sea water to marine biota in West of Bangka.

In figure 3 shown the external dose rate of β and γ radiation from natural radionuclides and ^{137}Cs that contains in sea water to marine biota in West of Bangka. There is no dose rate from ^{226}Ra , because the E_γ of ^{226}Ra is very small (0.0065 MeV), and the energy absorbed (ϕ) is not define in the PSDD methodology [6]. In figure 3 is shown that the external dose rate ($\gamma+\beta$) radiation

from natural radionuclides and ^{137}Cs to larvae, mollusk, small fish, large fish and turtle were $3.90\text{E-}04$; $4.0\text{E-}06$; $3.87\text{E-}04$, $3.60\text{E-}04$ and $3.50\text{E-}04$ $\mu\text{Gy/h}$ respectively.

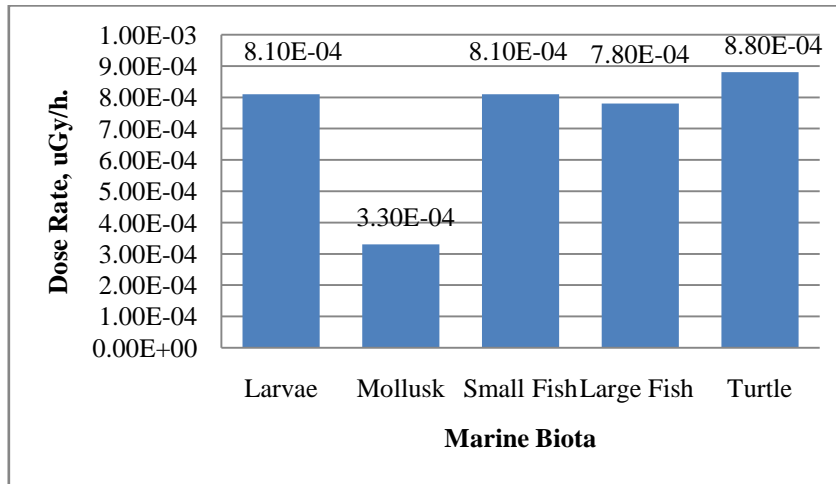


Figure 4. Total dose rate(External+Internal) from natural radionuclides and ^{137}Cs in sea water to marine biota in West of Bangka.

Figure 4 shown the total dose rate (External + Internal) from sea water to larve, mollusk, small fish, large fish and turtle in West of Bangka were $8.1\text{E-}04$; $3.3\text{E-}03$; $8.1\text{E-}04$; $7.8\text{E-}04$ and $8.8\text{E}04$ $\mu\text{Gy/h}$ respectively.

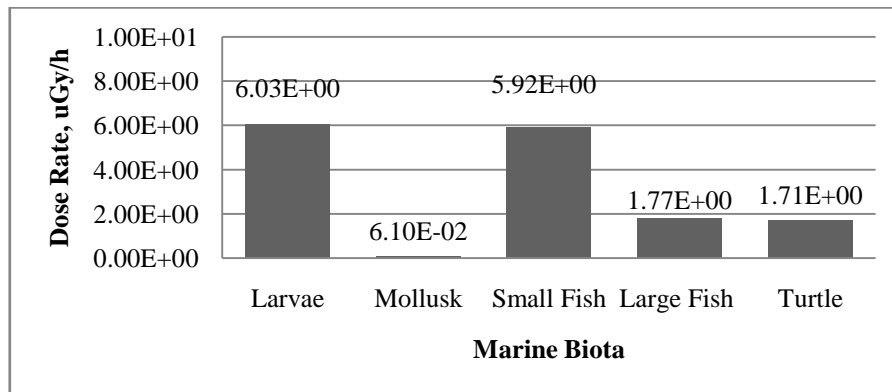


Figure 5. External dose rate ($\gamma+\beta$) from marine sediment of West Bangka to the marine biota

Figure 5 shown the external dose rate from marine sediment of West Bangka to larve, mollusk, small fish, large fish and turtle were 6.03 ; $6.1\text{E-}02$; 5.92 ; 1.77 and 1.71 $\mu\text{Gy/h}$ respectively.

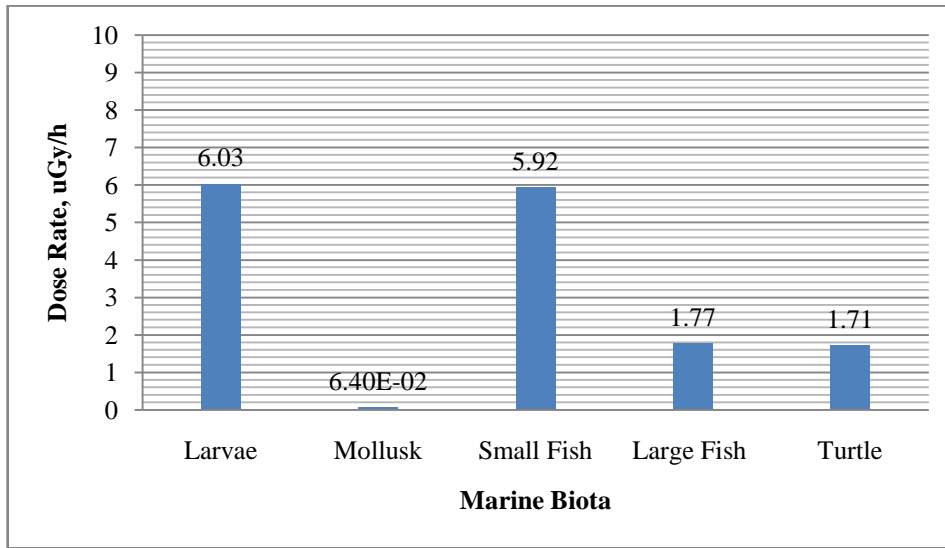


Figure 6. Total dose rate (External+Internal) of natural radionuclides and ¹³⁷Cs in sea water and sediment West of Bangka to marine biota.

Figure 6 shown total dose rate (External+Internal) from natural radionuclides and ¹³⁷Cs in sea water and sediment West of Bangka to larve, mollusk, small fish, large fish and turtle were 6.03; 6. 4E-02; 5.92; 1.77 and 1.71 μ Gy/h respectively.

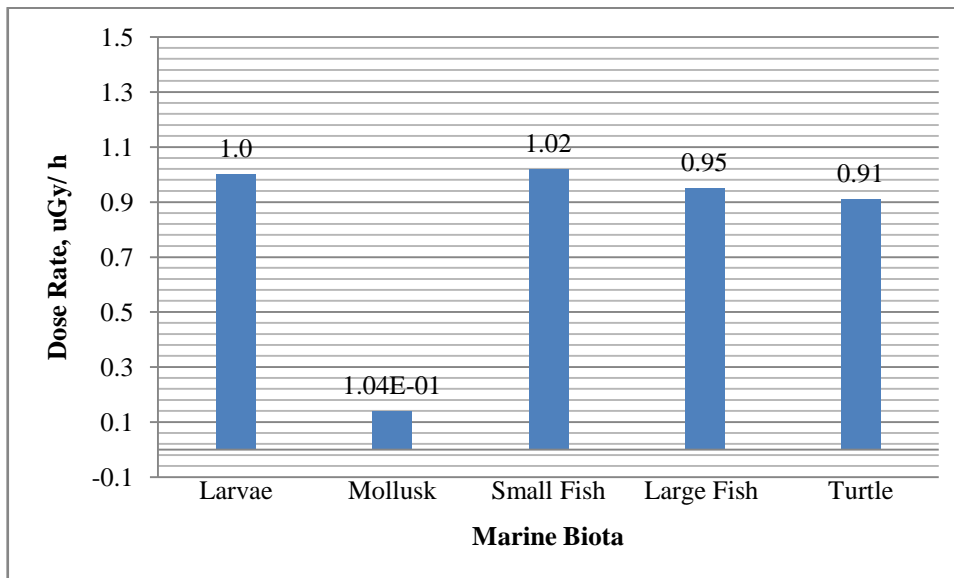


Figure 7. External dose rate ($\beta+\gamma$) from natural radionuclide and ¹³⁷Cs in sediment marine South of Bangka.

Figure 7 shown external dose rate ($\beta+\gamma$) from natural radionuclide and ¹³⁷Cs in sediment marine South of Bangka to larve, mollusk, small fish, large fish and turtle were 1.0; 0.14; 1.02; 0.95 and 0.91 μ Gy/h respectively.

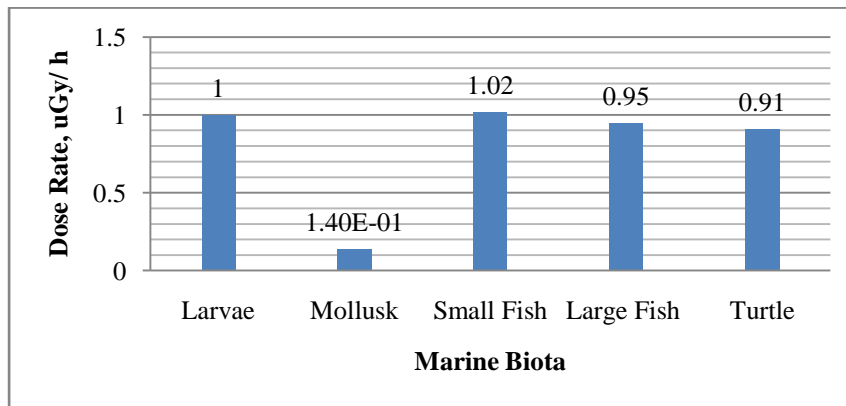


Figure 8. Total dose rate (External+internal) from natural radionuclide and ^{137}Cs in sea water and sediment marine South of Bangka.

Figure 8 shown total dose rate (External+Internal) from natural radionuclide and ^{137}Cs in sediment marine South of Bangka to larve, mollusk, small fish, large fish and turtle were 1.0; 0.14; 1.02; 0.95 and 0.91 $\mu\text{Gy/h}$ respectively.

In Figure 6 and 8 shown that the total dose rate from sea water and sediment of West and South of Bangka to marine biota is significantly difference. The total dose rate from sea water and sediment of West Bangka 2 – 5 times more higher compared to the South of Bangka. These total dose rate received by marine biota in West of Bangka if compared to limitations dose for marine biota that recommended by DOE's 100 uGy/h were relatively very low just 0.64 – 6.03 % and for marine biota South of Bangka were 0.14 – 1.02 %. The results of these dosimetric measurements indicate that the radiation dose to the marine biota in West and South of Bangka lower than limitation dose rate, than a more detail evaluation of the potential ecological consequences to endemic population is not needed.

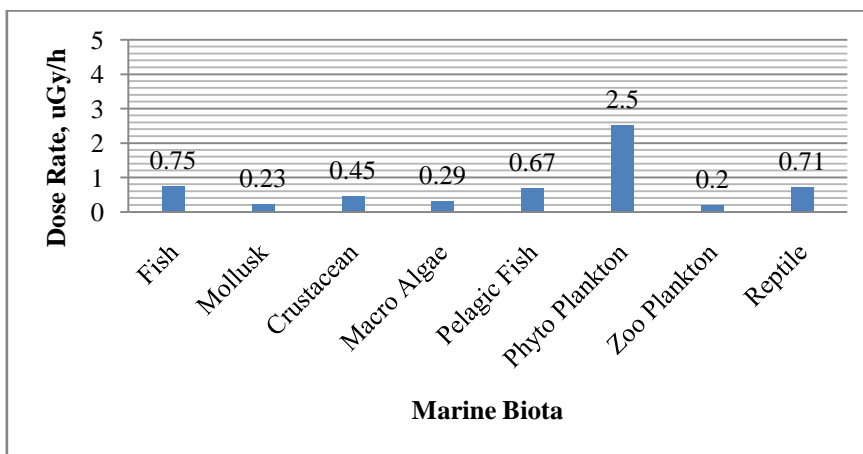


Figure 9. Dose rate to marine biota calculate by ERICA computer code

The data from Table 1 and 2 is used to calculate the total dose rate to the marine biota with ERICA computer code [6], the results shown in Figure 9. The data of distribution coefisien (K_d) for each radionuclides were adopted from Safety Series publication No. 57 [7]. The dose rate calculation using ERICA computer code just for ^{137}Cs and ^{226}Ra , it happen because there were not supporting data of K_d and Concentration Ratio (C_r) in seawater. The comparison of dose rate that calculated by PSDD methodology and ERICA computer code shown in Table 2. The results of comparison shownunsignificantly difference.

Table 2. The comparison dose rate calculation using PSDD methodology with ERICA code.

Methodology	Total Dose Rate $\mu\text{Gy/h}$.								
	Bentic Fish	Bentic Mollusk	Crustacean	Macro Algae	Pelagic Fish	Phyto Plankton	Zoo Plankton	Reptile	Bentic Fish
PSDD	-	0,14	0,45	-	0,95	-	-	-	0,91
ERICA	0,75	0,23	0,45	0,29	0,67	2,50	0,20	0,71	0,75

CONCLUSION

Based on the analysis of γ -emitter radionuclides that contain in the seawater and marine sediment of Bangka islands, the dose rate estimation tolarve, mollusk, small fish, large fish and turtle was carried out. The conclusion based on the discussion results as follow,

1. The ¹³⁷Cs activity in seawater of Bangka seashore is 0.56 ± 0.07 mBq/L. This activity same with the ¹³⁷Cs activity contain in Indian Ocean that was reorted by IAEA.
2. The ¹³⁷Cs activity in marine sediment West of Bangka and South of Bangka were 0.59 ± 0.55 dan 0.39 ± 0.22 Bq/ kg. These activity more lower compared to the activity of ¹³⁷Cs in marine sediment of the Northern Hemisphere.
3. The total dose rate (External+Internal) from sea water and sediment of West Bangka 2 – 5 times more higher compared to the South of Bangka. These total dose rate received by marine biota in West of Bangka if compared to limitations dose for marine biota that recommended by IAEA 40 $\mu\text{Gy/h}$, were relatively very small just 0.64 – 6.03 % and for South of Bangka were 0.14 – 1.02 %. The impact of dose rate from natural radionuclides and ¹³⁷Cs contains in sea water and marine sediment of Bangka sea were insignificant and there is no needed for further investigation.
4. The comparison results of the total dose rate to marine biota that calculated with PSDD methodology and ERICA computer codeis shownunsignificantly difference.
5. These dose rate to the marine biota can use for baseline data for monitoring program of Bangka seashore if the NPP built and operated in Bangka islands.

REFERENCES

- [1]. Blue-print PengelolaanEnergiNasional 2005 – 2025, Jakarta (2005).
- [2]. Kepulauan Bangka in Figures, Badan Perencanaan Pembangunan Daerah dan Statistik Provinsi Kepulauan Bangka Belitung Dengan Badan Pusat Statistik Provinsi Kepulauan Bangka Belitung, (2010).
- [3]. <http://nooridham.blogspot.com/> Retrieved in July (2013).
- [4]. <http://bangka.tribunnews.com/> Retrieved in July (2013)
- [5]. <http://www.infonuklir.com/Retrieved> in July (2013).
- [6]. Undang-Undang No. 10 Tahun 1997:TentangKetenaganukliran, Lembaran Negara Republik Indonesia Tahun 1997 Nomor 68, TambahanLembaran Negara Nomor 3699, (1997).
- [7]. International Commission on Radiological Protection : Effects of Ionizing Radiation on Aquatics Organisme and Ecosystems,IAEA Technical Report Series 172, Vienna, Austria (1976).
- [8]. Levy, I.,et.all.: Marine Anthropogenic Radiotracer in the Southern Hemisphere, New Sampling and Strategies, J. ,Progress in Oceanography, Elsevier, 120-133, (2010).
- [9]. Akram, M., et. all.: Determination of Natural and Artificial Radionuclides in Sea Water and Sediment of Gwadar Coast, Arabian Sea, J., The Nucleus, 19-25. (2004).
- [10]. International Commission on Radiological Protection,: Methodology for Assessing Impacts of Radioactivity on Aquatic Ecosystems. IAEA Technical Report Series 190, Vienna, Austria, (1979).
- [11]. Blaylock, B. G., Frank, M. L., O'Neal, B. R.: Methodology for Estimating Radiation Dose Rates to Freshwater Biota Exposed to Radionuclides in the Environment, US Department of Commerce, 5285 Port Royal Rd., Springfield, VA 22161, (1993).
- [12]. VithitPungkun.: Application of ERICA for Dose Assessment. Case Study,Thechernobyl Nuclear Power Plant (ChNPP) Accident, Bureau of Technical Support for Safety Regulation, Office of Atom for Peace.
- [13]. Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Release, Safety Series No.57, IAEA, Vienna, (1982).

STRATEGY ON THE SPENT NUCLEAR FUEL MANAGEMENT OF THE RESEARCH REACTORS IN INDONESIA

Djarot S. Wisnubroto

National Nuclear Energy Agency of Indonesia, BATAN
Kuningan Barat, Jakarta 12710 INDONESIA
Corresponding author: djarot@batan.go.id

ABSTRACT

STRATEGY ON THE SPENT NUCLEAR FUEL MANAGEMENT OF THE RESEARCH REACTORS IN INDONESIA. Indonesia is expected to apply the strategy of long terms to rage for spent fuel generated from the research reactors. The capacity of existing interim storage for spent fuel (ISSF) facility in principle able to accommodate all the spent fuel generated Serpong research reactor, but it must consider long-term conditions of the spent fuels and its wet storage facilities. This long-term strategy requires special attention to some parameters dealing with the water chemistry and the degradation of the materials. Besides it is necessary to built reserves pace to deal with emergencies. After the Serpong reactor decommissioned, it is recommended to build the new dry storage to accomodate all of the spent fuel in another location since the Serpong area will be very dense residential in the decades to come. The most realistic future back-end scenario is if Indonesia has nuclear power plants (NPP), then the disposal of the spent fuel generated from research reactor in the future can be done in one location with commercial spent fuel from the NPP.

Keywords: Spent Nuclear Fuel, Research Reactor, Interim Storage, Long Term Storage

INTRODUCTION

Indonesia does not have nuclear power plant. At present Indonesia has 3 research reactors: a 30 MW MTR type multipurpose reactor at Serpong Site, a 2 MW TRIGA type research reactor at Bandung Site and a small 100 kW TRIGA type reactor at Yogyakarta site. The Research Reactors data and their status are shown in Table 1 below. The Government Regulation No. 27/2002 on Radioactive Waste Management stated that the spent nuclear fuel is prohibited to be reprocessed by user, and only gives two options, direct disposal by National Nuclear Energy Agency (BATAN) or return to the supplier country [1]. Since it is not economical to carry out the direct disposal of spent nuclear fuel from the research reactors, since the quantity is too small, so, Indonesia's high interest in the safety of spent nuclear fuel management is related primarily to the repatriation to the origin country, and/or long term storage of that spent nuclear fuel generated from research reactors [2].

Table 1. Research Reactor Data in Indonesia

Place/Site	Maker	Type	Power	Critical	Status
Bandung	GA	Triga	2 MW	1964	Maintenance
Yogyakarta	GA	Triga	100 kW	1979	Operation
Serpong	Interatom	MTR	30 MW	1987	Operation

Since May 1996 United State Department of Energy (US DOE) through Record of Decision (ROD) for the Final Environmental Impact Statement (FEIS) on a Proposed Nuclear Weapon Nonproliferation Policy opened opportunity to all research reactor owners to send back their spent nuclear fuel and uranium target of US Origin to America for period of time 10 years. BATAN took this opportunity for the first time by shipping 47 fuel elements and 1 plate of MTR type spent nuclear fuel in March 1999 from Serpong reactor, under Contract No. DE-G109-99-SR18920.

The second opportunity was on 2004 by repatriating 111 spent nuclear fuel and 1 plate from RSG GAS, 71 spent nuclear fuel from Yogyakarta reactor site, and 111 spent nuclear fuel from Bandung reactor site [3]. That repatriation program was extended, and the last activity was on 2009, BATAN send back the US origin 42 spent nuclear fuel from RSG GAS[4]. This repatriation program may be extended and is expected to end in 2016, and it is estimated that all of the spent nuclear fuel from the two TRIGA reactors (Bandung and Yogyakarta) will be re-exported to US on that year.

All of the fuels for the Serpong Reactor are fabricated in Indonesia by PT. Batan Technology (a state owned company established by Batan), and some of the recent uranium, mostly after 2001, originates from other countries than the United States, so BATAN has to manage that spent fuels including studies and prepare for the long term storage management. This paper shows the analysis of current situation on the spent nuclear fuel generation and its management, future prediction, and programs that have to be done.

METHODOLOGY

The assesment of the spent nuclear fuel management in Indonesia was done by considering:

- a. Current situation.
 - Condition of the existing operation of the 3 research reactors and the spent nuclear fuels generated, and also the probability on the extension of the repatriation to US until 2016 (although by viewing the whole operation period of the reactors, the impact of this repatriation on the spent fuel management is not dominant).
 - Capacity of the current interim storage facility (Comparison between the original prediction and the existing spent fuels storage).
- b. Future prediction
 - The prediction of Serpong research reactor life time, and possibility extension of the operation.
 - The possibility to build additional interim storage facility.
- c. Integration with the nuclear energy program
 - The possibility of co-location with the spent nuclear fuel from the nuclear power plant.

RESULTS AND DISCUSSIONS

Current Situation

Spent nuclear fuels of the Serpong, Bandung and Yogyakarta research reactors of the National Nuclear Energy Agency of Indonesia (BATAN) are first placed in the service pool near the reactor cores. The experiences with the operation of that two TRIGA reactors to date, all of the spent fuels generated are placed in the service pool for years waiting for the repatriation to the origin country. Under the current contract until 2016 with the United States Department of Energy (US-DOE), all of the spent nuclear fuels from Bandung and Yogyakarta research reactors are returned to the United States. So it is predicted there will be no TRIGA spent nuclear fuel stored in Indonesia after 2016, unless these two reactors will be extended their operation period beyond 2016 (now is under discussion). This study still based on the assumption that all of the TRIGA spent fuels will be brought back to the origin country. Though both TRIGA reactors will be extended their operation time but the amount of spent fuel is not too significant to be managed. So the focus of this study is more directed at the management of spent fuel generated by Serpong reactor. On the other hand to date, for the Serpong research reactor only less than half of the total of spent nuclear fuels generated since beginning of the operation are repatriated to US, because most of their uranium were imported from other countries. Then this remaining and future spent nuclear fuel must be managed by BATAN. So, if it is assumed that the Serpong Reactor operates for 50 years (1987-2037), at least during that time BATAN must prepare the storage facility until the disposal facility is ready.

The Interim Storage for Spent Fuel (ISSF) facility, as shown in Fig 1 and Fig 2, has been built in Serpong area and put into cold commissioning in 1998. The ISSF is not only for the spent fuel from the reactor but also for the wastes containing nuclear material from radio metallurgy installation and from radioisotope production (mostly from the Mo-99 production that use uranium). The design document stated that the ISSF capacity sufficient to store the spent fuel arising over 25 years of reactor operation plus the unloading of the whole fuel in the core. At the initial design, it

was assumed that there were eight fuels to be discharged per cycle and there were seven cycles per year, thus the maximum capacity of the ISSF was to store $(8 \times 7 \times 25 + 48)$ fuels, or 1,448 elements [5].

However, at present, the ISSF has only 245 spent nuclear fuels (243 from Serpong Reactor and 2 from the Radio metallurgy installation) in its pool, this is far below initial prediction stated by the ISSF design document. There are some reasons:

- 200 spent nuclear fuels (in 1999, 2004 and 2009) had been repatriated to the US along with the spent fuels from Bandung and Yogyakarta Reactors,
- and the reactor operates only half of the maximum power (15 MW). So it needs less fuel when compared to full power operation. This situation shows that Serpong Reactor is far from optimum utilization for medical and industrial isotope production, elemental analysis, neutron beam based science and applications, education and training, and other purposes. In the future BATAN must promote the utilization of the research reactors because too expensive to operate reactor and manage the waste if the reactor is not used optimally.



Figure 1. The pool of ISSF in Serpong Area

As shown in Fig 2, ISSF building is also designed to accommodate waste contain both uranium and fission product from the radiometallurgy installation (RMI) as well as from the radioisotopes production installation (RPI). There is a transfer channel facility to bring that wastes to the ISSF. Due to the non technical problems the waste from the radioisotop production facility is still in their interim storage, while the quantity of from the RMI is small and can be ignored. Anyway, generation of waste from RMI and RPI is predicted less than 3% of the spent nuclear fuel so can be neglected.

The repatriation to US and the reduction of reactor power as mentioned above change the scenario of the ISSF utilization. In the original prediction, the ISSF will reach the maximum capacity in 2012, but by the current condition the maximum capacity of ISSF will be reached after more than 50years of reactor operation. In fact, as indicated above, the Serpong reactor is operated below initial design, i.e., fuel to be discharged for each cycle are 6 fuels, and there are 4 cycles each year, so only 24 spent fuels generated each year (This condition is much below the initial prediction, which generated 56 spent fuels each year). Then the new estimation can be calculated and shown in Figure 3 below. The revision estimation (purple color graph) were calculated using several assumption that:

- Future accumulation of spent fuels generated by the two TRIGA reactors (if their operation period extended) are insignificant or could be neglected, so the focus is only on the Serpong Reactor.

- The Serpong reactor will be operated the same as current power (15 MW), it means the increase of utilization in the future still can be handled by the same power.
- The Serpong reactor will be operated normally, no longtime shutdown due to the accident or incident.
- Nuclear waste coming from the radioisotop production center and radio metallurgy installation are also insignificant.

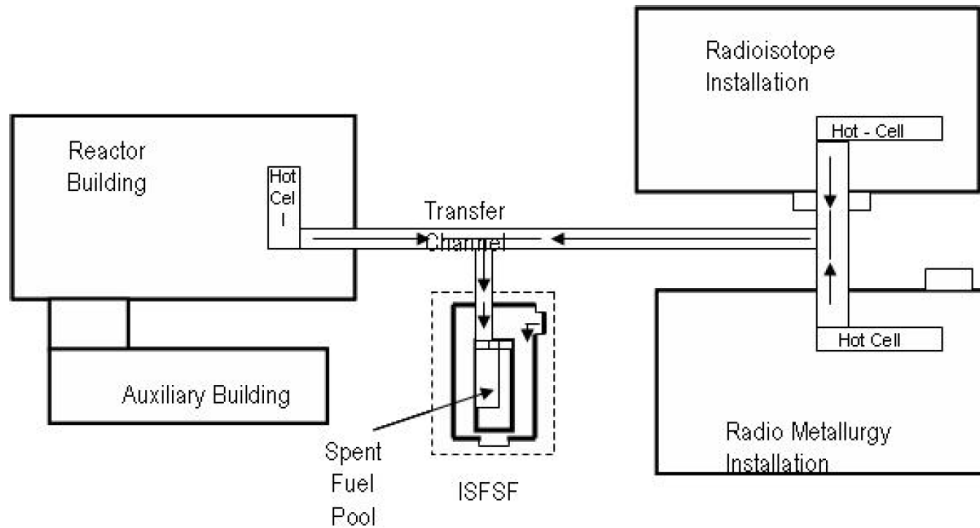


Figure 2. ISSF connected with other facilities (Serpong Resrach Reactor, Radioisotopes Installation, and Radio Metallurgical Installation)

Future prediction

The Figure 3 above shows that in principle the ISSF still can be used until the reactor shutdown or even extended for a decade. Then the question is, whether that ISSF is able to survive for more than 50 years? Since the ISSF using water as a medium for cooling of the heat generated by the spent fuel as well as radiation shield. In wet storage, material characteristics and properties will vary with time. This may be a result of general corrosion. The most important point is, that the design of ISSF required for 25 year storage periods are different from those required for long term storage [6]. The following parameters will change with time:

1. Fuel decay heat,
2. Total activity,
3. Degradation of materials,
4. The conditions that these materials experience over time (e.g. thermal, environmental, radiation).

The requirements of water chemistry are important to ensure that fuel assembly integrity is not compromised over the storage period [7]. The need to ensure that aggressive ions, such as chloride, are removed or kept to an absolute minimum is paramount; in order to maximize material safety margins and to ensure premature material failure is avoided. The only potential problem will be, if the requirements to maintain fuel assembly integrity have a detrimental effect on the fuel storage components. With a move to much longer storage duration, the impact on fuel storage facility materials also needs to be taken into consideration. This may lead to the introduction of corrosion inhibitors, to minimize the rate of general corrosion. Concerns must be re-examined on the welding of the pool lined with the stainless steel. Effective management of water chemistry, temperature, activity levels and corrosion products are required, to ensure that safety is not compromised.



Figure 3. Prediction of Spent Nuclear Fuel stored in ISSF

Another main issue is the need for spare storage capacity, for clearing some space, to enable the repair to be undertaken. It is believed that water ingress should be avoided, as this is a potential concrete degradation mechanism.

Considering the role played by the pool water, as coolant and biological shield, there comes a point in time when it is no longer required as the required duty, as thermal conditions and dose have changed dramatically from the starting position. So there will be a practical solution using dry storage. However, when and where to use the dry storage for future management also depends on the social and economical factors. The demography of Serpong site is rapidly changed, and the surrounding area may be fully populated in the near future, so it may be not suitable to place a long term spent nuclear fuel storage facility in that area. The population of sub-district Setu where Serpong reactor located in the year 2010 was 64,985 people, with the population density in that year was 4,163 per square kilometer, and population growth rate of 4.90% per year [8], so it can be predicted that within the next few decades then Serpong become a very crowded area. Then the Government must find a location for the future spent fuel storage after the existing research reactor decommissioned and declared as a green area.

In the South East Asia region, due to the scale of the nuclear programmes, the quantities of processed spent nuclear fuel for disposal are small enough that the construction of the deep geological repository would be beyond the possibilities of the countries involved, even for the region as a whole. It is, however, stressed that the responsibility for the spent nuclear fuel management still remains and it is not related to the amount of spent fuel generated.

However, several factors may anticipate the need of spent nuclear fuel processing and subsequent disposal of its derivatives in the region for the next decades (i.e. the end of the US acceptance programme in 2019, research reactors closure, etc.).

In considering the technical features of a regional repository, it seems that there are no additional issues to be addressed when compared to the case of a national deep disposal repository. Some of these technical issues are: processing (either conditioning or reprocessing) domestic or abroad, development of substantial knowledge for site selection, characterization, design, transport, development and construction, etc. Furthermore, it is recognized that currently no country in the region has fully developed any spent nuclear fuel disposal option.

Because the amounts of processed spent fuel involved are too small, the economic burden of developing and operating one deep geological regional repository for the countries of the South East Asia region seems to be of the same order of magnitude as in the case of individual disposal options, therefore the savings for the shared costs would not be significant. Also, experience so far indicates that regulatory issues are difficult to harmonize. Currently, there are no common regulations accepted in the South East Asia region for this purpose. Nevertheless, it is assumed that by adopting regulations conforming to relevant IAEA safety standards and guidelines, a certain level of harmonization would be inherent. However, it is important to understand that the national legislation of all the relevant countries prohibits the importation of radioactive wastes, and amendments in order to modify this situation are not foreseen.

It also has to consider that in all countries public opinion is mostly negative regarding any possibility of radioactive waste disposal (particularly geological), because there is a feeling that such facilities are highly dangerous. In this regard, independent of the selected option, a continuous and effective public information programme in each country must be implemented, in order to counter this opposition.

If the countries in the region cannot resolve the economic, legal, political and public acceptance issues related to a regional repository, an alternative would be to request the IAEA to assess the feasibility of an extra-regional international repository.

The extra-regional international repository is another option to manage the spent fuel, by sending the spent fuel to another country that carry out commercial international storage facility and also international disposal facility [9]. However this consideration is still a long way to go. Even so this kind of idea is more realistic than simply build a disposal facility for spent fuel from research reactors only. Permanent disposal of spent nuclear fuel in a small number of international geological repositories could be less costly than individual national repositories— especially for nations that have small nuclear programs or unfavorable geology for spent fuel storage. They could therefore find international repositories attractive. Hosting an international spent fuel repository could provide great economic gains for the host nation. However, while most countries support the concept, few are willing to actually host one, as the political costs are too great. Countries such as France, Sweden, and Finland, which are in the advanced stages of sitting and construction of national permanent high-level waste disposal facilities, have pledged to ban the import of foreign spent fuel.

Integration with the nuclear energy program

The most realistic way to solve is, if Indonesia has a nuclear power plant, then the disposal of the spent fuel from the research reactors in the future can be done in one location with commercial spent fuel from the nuclear power plant (NPP). Based on Presidential Decree Number 5 Year 2006, Indonesia should have built 4 nuclear power plants by 2025. The total combine capacity of them at least 4,000 MW of electricity which about 1.96 percent of the projected electricity demand in 2025 which predicted 200,000 to 350,000 MW [10]. However it must be understood that the political situation has not been possible for Indonesia to decide when to build these nuclear power plants. However, by considering the growth of population and the economic development, and also the commitment of the Government to reduce the carbon gas emission, then the use of “clean” energy such as nuclear energy is unavoidable. One of the advance of nuclear energy program is that from the beginning the back-end (radioactive waste and spent fuel managements) is also considered.

Co-location for disposal with the spent nuclear fuel coming from the NPP may still need a long term storage program for all spent fuel. At present there is no disposal facility for spent nuclear fuel in the world (The first disposal facility will be Onkalo spent fuel repository in Finland, that is scheduled to start in 2020. The repository's disposal capacity is designed to accept spent fuel from Finnish nuclear power plants for about a century until 2120, when the repository will be sealed [11]) and majority of the spent fuel generated by the NPP are stored in their wet or dry storage waiting for disposal, and a part of the spent fuel is reprocessed to recover the U and Pu. So there is possibility that the spent fuel have to wait in their temporary/long term storage for 20-100 years before disposal.

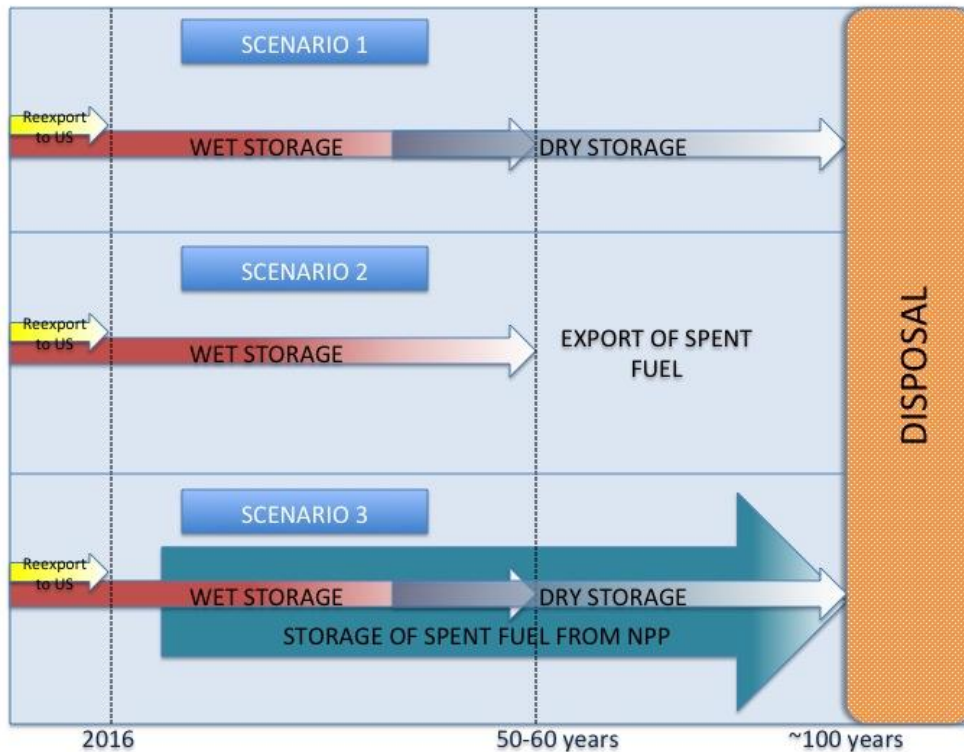


Figure 4. Scenarios for spent fuel management in Indonesia

CONCLUSIONS

Indonesia is likely to apply the strategy of long terms to rage for spent fuel generated from the research reactors. The capacity of existing ISSF almost certainly able to accommodate all the spent fuel generated Serpong research reactor, butit must consider long-term conditionsof the spent fuels and the wet storage facilities. This long-term strategy requires special attention to some parameters dealing with the water chemistry and the degradation of the materials. Besides it is necessary tobuilt reserve space to deal with emergencies. After the reactor decommissioned, it is recommended to build the new dry storage to accomodate all of the spent fuel in another location since the Serpong area will be very dense residential in the decades to come. The most realistic back-end scenario is if Indonesia has NPP, then the disposal of the spent fuel in the future can be done in one location with commercial spent fuel from the NPP.

REFERENCES

- [1] GOVERNMENT OF INDONESIA, Government Regulation No. 27/2002 on the Radioactive Waste Management
- [2] GOVERNMENT OF INDONESIA, A draft of national report for the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and the safety of Radioactive Waste Management, Bapeten, 2011
- [3] K. IMAN, H. HASTOWO, T. TARYO, "RRSNF Shipment Operation of Indonesia Research Reactors", IAEA-TECDOC-1593, Return of Research Reactor Spent Fuel to the Country, of Origin: Requirements for Technical and Administrative Preparations and National Experiences,"pp 109-110 (2006).
- [4] DS. WISNUBROTO, "Policy and Strategy of Radioactive Waste Management of Indonesia", National Report (2010).

- [5] NATIONAL NUCLEAR ENERGY AGENCY, Design of interim storage for spent fuel (ISSF), BATAN, Serpong, 1996
- [6] INTERNATIONAL NUCLEAR ENERGY AGENCY, Long Term Storage of Spent Nuclear Fuel – Survey and Recommendations, TECDOC 1293, Vienna, 2002
- [7] GENI R. SUNARYO, SRIYONO, DIYAH ERLINA LESTARI, Water Chemistry Surveillance For Multi Purpose Reactor 30mw G. A. Siwabessy, Indonesia, Technical Meeting on Guideline of Good Practice for the Management and Storage of Research Reactor Spent Fuel, Dounrey Training Facility, Turso, Scotland, October 19-23,2009
- [8] STATISTICS INDONESIA – TANGERANG SELATAN, Results of the Population Cencus 2010, BPS, Tangerang Selatan, 2011
- [9] GLENN E. SCHWEITZER and A. CHELSEA SHARBER (editors), An International Spent Nuclear Fuel Storage Facility - Exploring a Russian Site as a Prototype:Proceedings of an International Workshop, The National Academies Press, Washington DC, 2005
- [10] GOVERNMENT OF INDONESIA, Presidential Decree No. 5/2006 on the National Energy Policy, 2006
- [11] POSIVA, Geological disposal of spent nuclear fuel in Finland, RWD workshop, Stockholm University, 2013

SURVEI KELAUTAN DI PERAIRAN SAMUDERA HINDIA SELATAN JAWA BARAT (PERAIRAN SELAT PANAITAN SELATAN)

Ikhsan Budi Wahyono

Balai Teknik Survei Kelautan – BPPT

ABSTRAK

SURVEI KELAUTAN DI PERAIRAN SAMUDERA HINDIA SELATAN JAWA BARAT (PERAIRAN SELAT PANAITAN SELATAN). Telah dilakukan survei kelautan yang berhubungan dengan dispersi radionuklida di perairan laut Samudera Hindia. Penelitian dilakukan dengan cara mengambil sampel air laut untuk mengetahui konsentrasi ^{137}Cs dan melakukan pengukuran CTD. Untuk mengetahui kondisi fisis oseanografi daerah penelitian, maka dilakukan pengambilan data temperatur, salinitas, dan densitas secara vertikal dengan menggunakan CTD di tiga titik pemantauan. Data hasil rekaman CTD dapat digunakan sebagai bahan untuk menganalisis pola arus yang terjadi di lokasi penelitian. Menggunakan *software Ocean Data View (ODV)*, data CTD diolah dan ditampilkan dalam bentuk grafik terhadap kedalaman. Konsentrasi ^{137}Cs di perairan Selat Panaitan – Selatan Garut dengan kisaran 0,14 – 0,30 mBq/L. Konsentrasi tersebut belum mengindikasikan dampak kecelakaan Fukushima walaupun pola arus global mampu mentranspor ^{137}Cs dari sumber (Fukushima) ke perairan Indonesia. Arus yang berada di Samudera Pasifik masuk ke perairan Indonesia melalui sistem ARLINDO. Nilai konsentrasi terendah dan tertinggi terjadi karena perbedaan jarak stasiun penelitian dengan ARLINDO.

Kata kunci: survei, samudra hindia, ^{137}Cs

ABSTRACT

SURVEY OF MARINE IN SOUTH INDIAN OCEAN – EAST JAVA (STRAIT OF SOUTH PANAITAN). Marine surveys have been conducted relating to the dispersion of radionuclides in the marine waters of the Indian Ocean. The studies conducted by taking a sample of sea water to determine the concentration of ^{137}Cs and CTD measurements. To determine the physical oceanographic conditions of the study area, then the data collection of temperature, salinity and density vertically using the CTD in three monitoring points have been performed. CTD data recording can be used as material for analyzing the flow patterns that occur in the study site. Using the *software Ocean Data View (ODV)*, CTD Data processed and displayed in graphical form on the depth. The concentration of ^{137}Cs in Panaitan Strait - South Garut with a range of 0.14 to 0.30 mBq/L. This concentration of ^{137}Cs has not indicated the impact the Fukushima accident although the global flow pattern although capable of transporting ^{137}Cs source (Fukushima) to Indonesia marine waters. The current of the Pacific Ocean waters can enter Indonesia through Arlindo system. Value of the lowest and highest concentrations occur due to differences in the distance with Arlindo research station.

Keywords: Survey, Indian Ocean, ^{137}Cs

PENDAHULUAN

Kurang lebih 70,8% dari luas muka bumi yang luasnya 510 juta km² merupakan laut. Total luas seluruh laut di bumi ini kurang lebih 361 juta km² [1]. Peran lautan pun sangat banyak bagi kehidupan manusia, diantaranya sebagai pengatur iklim global, penyambung daratan, dan penyedia bahan pangan dan obat-obatan. Menyadari hal tersebut, maka harus disadari bahwa laut merupakan salah satu bagian terpenting dalam kehidupan. Radionuklida ^{137}Cs merupakan unsur yang memiliki tingkat radioaktif yang cukup berbahaya, bersifat *toxic* dan memiliki waktu paruh yang sangat lama yaitu 30 tahun [2,3]. Disamping itu, ^{137}Cs merupakan radionuklida yang bersifat non konservatif, artinya mudah terdispersi dalam lingkungan akuatik dan tidak mudah terendap. Hal ini memungkinkan radionuklida tersebut masuk ke dalam biota laut melalui rantai makanan[4].

Seperti disinggung di atas, radionuklida merupakan unsur yang patut mendapat perhatian. Apabila biota dari perairan yang tercemar unsur tersebut dikonsumsi, maka akan berdampak buruk bagi tubuh manusia. Kecelakaan Fukushima pada tahun 2011 melepas ^{137}Cs ke dalam lingkungan laut dimana. ^{137}Cs yang terlepas ke perairan sekitar Jepang kemudian terbawa oleh Arus Khatulistiwa Utara, yang mana merupakan salah satu arus pembangun *subtropical gyre* [5]. *Subtropical gyre* diduga membantu sebaran radionuklida di Samudera Pasifik dan membawanya ke bagian utara Indonesia Timur. Radionuklida yang sudah berada di utara Indonesia Timur diperkirakan terbawa oleh Arus Mindanao masuk ke dalam Arus Lintas Indonesia (arindo) melalui Selat Makassar, kemudian Selat Lombok, dan akhirnya terbawa oleh Arus Khatulistiwa Selatan hingga ke Samudera Hindia [6].

Perairan Selat Panaitan – Selatan Garut dipilih sebagai lokasi penelitian dikarenakan perairan tersebut diharapkan mampu merepresentasikan kandungan radionuklida yang ada di Samudera Hindia. Penelitian kandungan radionuklida di daerah ini akan menjadi *baseline* untuk pencemaran perairan yang disebabkan radionuklida.

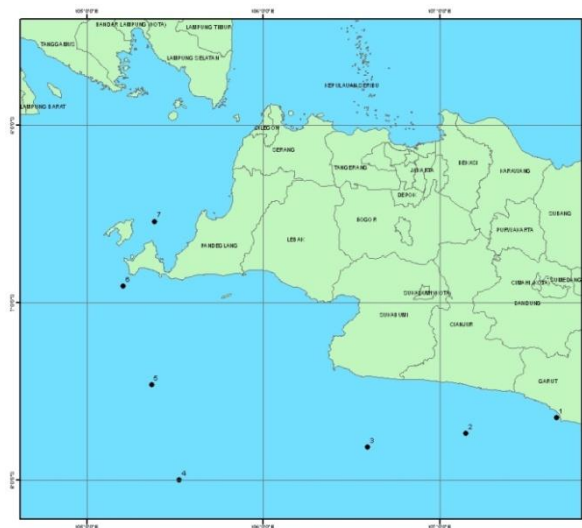
TATA KERJA

Bahan

Materi yang digunakan pada penelitian ini adalah air laut yang diukur beberapa parameternya. Data primer meliputi data hasil pengukuran langsung baik parameter fisika maupun kimia yang berhubungan dengan kualitas perairan. Parameter yang diukur secara langsung pada saat pengambilan sampel air laut ialah temperatur. Sedangkan untuk parameter kualitas perairan lain (pH, DO, dan salinitas) dan kandungan radionuklida ^{137}Cs (Cesium) pada air dianalisis di laboratorium. Data sekunder meliputi peta Indonesia Kabupaten serta data arus yang didapatkan dari Balai TEKSURLA – BPPT.

Alat

Alat yang digunakan dalam penelitian, baik di lapangan maupun dalam pengolahan data antara lain: GPS, Kapal Riset Baruna Jaya IV, gamma spektrometer, *Software Ocean Data View*, *Software Arc GIS 9.2*. Lokasi pengambilan data ditunjukkan pada Gambar 1.



Gambar 1. Peta lokasi penelitian wilayah Selat Panaitan – Selatan Garut

Sampel air diambil dengan menggunakan ember yang sudah diikat dengan tambang ke tiang kapal pada kolom air kurang lebih 25-30 cm dari air permukaan untuk masing-masing stasiun penelitian. Sampel air yang diambil kemudian dimasukkan ke dalam jerigen 30 liter dan 20 liter dan langsung dibawa ke Laboratorium Bidang Radioekologi Kelautan, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif (PTLR) BATAN untuk dianalisis kandungan radionuklida ^{137}Cs . Pengukuran parameter

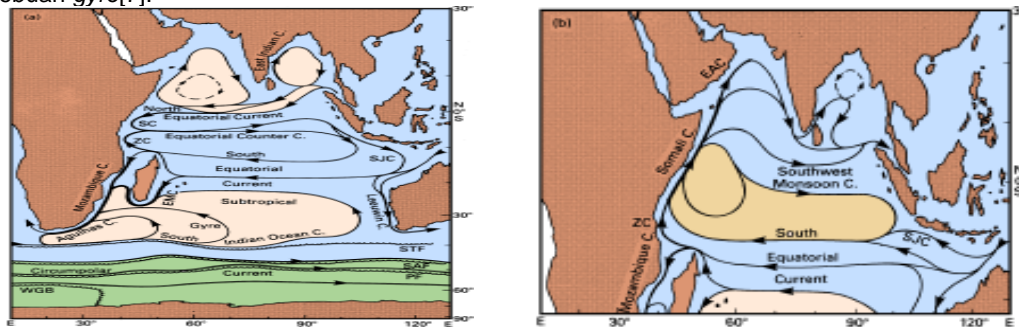
lingkungan dilakukan secara insitu dan eksitu. Parameter tersebut antara lain salinitas ($^{\circ}/_0$), suhu ($^{\circ}\text{C}$), dan derajat keasaman (pH). Untuk mengetahui kondisi fisis oseanografi daerah penelitian, maka dilakukan pengambilan data temperatur, salinitas, dan densitas secara vertikal dengan menggunakan CTD di tiga titik pemantauan. Data hasil rekaman CTD dapat digunakan sebagai bahan untuk menganalisis pola arus yang terjadi di lokasi penelitian. Menggunakan *software Ocean Data View (ODV)*, data CTD diolah dan ditampilkan dalam bentuk grafik terhadap kedalaman. Variasi temperatur, salinitas, dan densitas yang ditunjukkan dari grafik bisa menggambarkan pola arus yang terjadi melalui sebaran nilainya secara vertikal. Data densitas pada tiga titik pemantauan ini pun mampu menunjukkan adanya pergerakan massa air secara umum di lokasi penelitian secara horizontal, karena perbedaan densitas merupakan faktor pembangkit arus.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Perairan Samudera Hindia

Samudera Hindia adalah Samudera yang terkecil dari semua samudera. Memiliki lebar dari utara-selatan sepanjang 9600 km yang terbentang dari Antartika hingga Teluk Bengal dan memiliki panjang 7800 km dari Selatan Afrika hingga barat Australia. Tanpa bagian selatan, Samudera Hindia memiliki luas $48 \times 10^6 \text{ km}^2$. Jika bagian selatan dimasukkan, luasnya menjadi $74,1 \times 10^6$. Paparan benua terbesar adalah *Northwest Australian Shelf*, daerah yang memiliki disipasi pasang surut yang kuat [7].

Hasil penelitian oleh Tomczak dan Godfrey, diketahui bahwa selama musim *Northeast Monsoon* sistem arus di Samudera Hindia hampir menyerupai dengan Samudera Pasifik dan Atlantik [7]. *Gyre* subtropik mendominasi belahan bumi selatan. Untuk waktu yang lama, dipercaya bahwa aliran yang mengarah ke timur di daerah selatan merupakan akibat dari arus *Circumpolar*. Arus Samudera Hindia Selatan di utara Arus *Circumpolar* mengikuti sisi utara dari *Subtropical Front* membawa sekitar 60 Sv di atas 1000 m dari selatan Afrika dan melepaskan air tersebut dalam sebuah *gyre* [7].



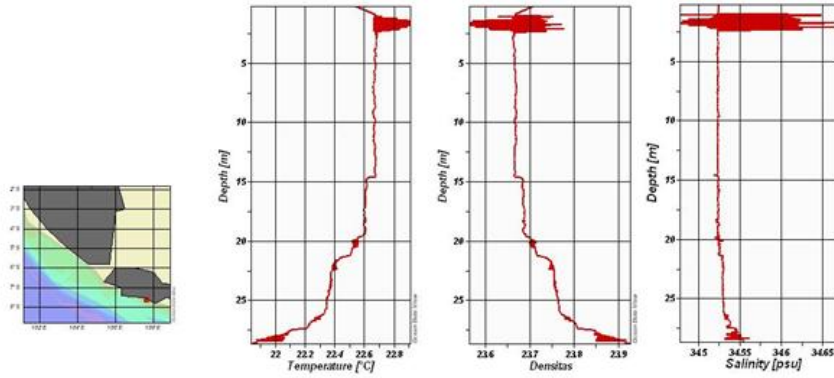
Gambar 2. Arus permukaan di Samudera Hindia.

Kiri: akhir musim *Northeast Monsoon* (Maret – April). Kanan: akhir musim *Southwest Monsoon* (September – Oktober; sirkulasi selatan pada 20°S tidak berubah) [7]

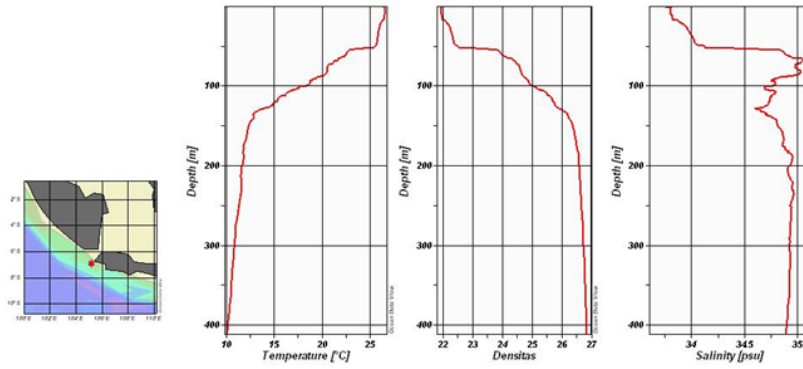
Pada musim *Northeast Monsoon*, Arus Ekuator Utara mengalir ke arah barat dari 8°N ke ekuator, sementara Arus Konter Ekuator mengalir ke arah timur dari ekuator ke 8°S , sedangkan Arus Ekuator Selatan mengalir ke arah barat dari 8°S ke $15^{\circ}\text{-}20^{\circ}\text{S}$ [5]. Pada musim *Southwest Monsoon* bagian dari SEC berbelok ke arah utara masuk ke dalam Arus Somali hingga pantai timur Afrika. SEC, Arus Somali, dan Arus Monsoon merupakan arus pembangkit *gyre* di utara Samudera Hindia. Upwelling yang kuat terjadi pada waktu ini sepanjang Somali dan pantai Arab [5].

Selat Panaitan terletak di antara Pulau Jawa dan Pulau Panaitan, memanjang dari utara ke timur sepanjang 24 km dengan batas Tanjung Tua di Sumatra dan Tanjung Pujat di Jawa. Perairan Pantai Santolo, Pamengpeuk – Garut, merupakan perairan dengan sistem tertutup. Perairan tersebut merupakan muara dari beberapa sungai, diantaranya Sungai Cilauteureun, Cipasanggrahan, dan Cimangke. Suhu permukaan di perairan tersebut pada waktu penelitian tercatat cukup rendah, yakni $22,5^{\circ}\text{C}$. Perairan Selat Panaitan – Selatan Garut merupakan representasi dari Samudera Hindia yang masuk ke dalam ZEE Indonesia. Arus yang bergerak di daerah tersebut sangat dipengaruhi oleh musim.

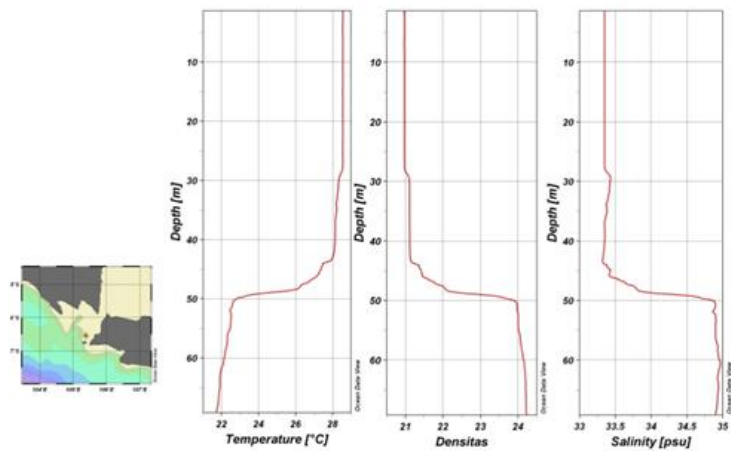
Hasil analisis laboratorium menunjukkan konsentrasi ^{137}Cs di air laut berkisar antara 0,14 – 0,30 mBq/L .



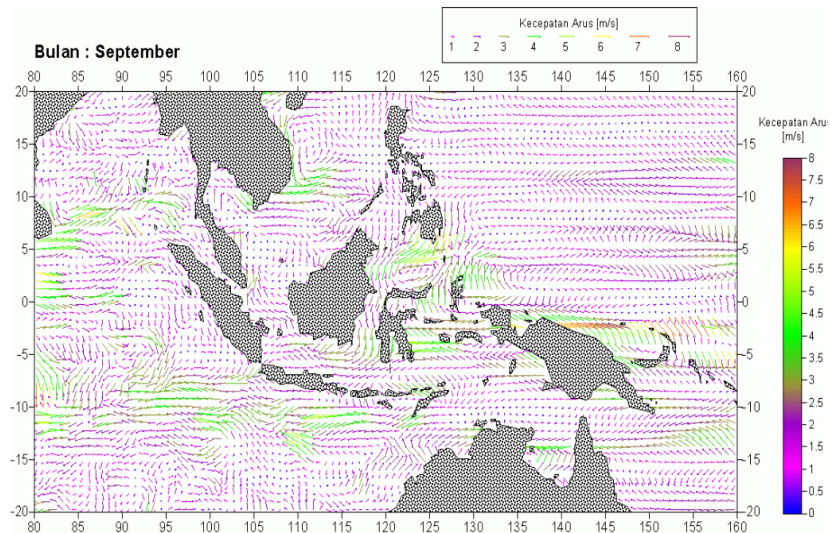
Gambar 3. Grafik temperatur, densitas, dan salinitas terhadap kedalaman di stasiun pengamatan 1, Pantai Santolo, Pamengpeuk Garut.



Gambar 4. Grafik temperatur, densitas, dan salinitas terhadap kedalaman di stasiun pengamatan 2, selatan Selat Panaitan.



Gambar 5. Grafik temperatur, densitas, dan salinitas terhadap kedalaman di stasiun pengamatan 2, utara Selat Panaitan.



Gambar 6. Model arus laut pada keadaan normal Bulan September

Hasil penelitian menunjukkan adanya konsentrasi ^{137}Cs di perairan Selat Panaitan – Selatan Garut. Hal ini bisa terjadi karena sifat dari ^{137}Cs yang mudah terdispersi dan memiliki waktu-paruh yang lama sangat mendukung tersebarnya radionuklida tersebut hingga jarak yang jauh [5]. Jepang, sebagai salah satu negara di wilayah Pasifik, baru-baru ini menjadi sorotan dunia karena kecelakaan reaktor nuklir yang terjadi di Fukushima tahun 2011 silam. Akibatnya, terjadi pelepasan radionuklida antropogenik ke dalam lingkungan laut, salah satunya adalah ^{137}Cs . Radionuklida tersebut masuk ke perairan Jepang yang merupakan bagian dari Samudera Pasifik. Arus Kuroshio yang berada di perairan Jepang mampu membawa ^{137}Cs ke sistem *North Equatorial Current*. Radionuklida antropogenik di wilayah ini tidak hanya dari Fukushima, melainkan ada pula inputan dari percobaan senjata nuklir di Atol Bikini dan Enewetak[5]. *North Equatorial Current* itu sendiri berhubungan dengan *Subtropical Gyre*, yaitu putaran/siklus arus yang berada di wilayah subtropis. *Gyre* tersebut membawa ^{137}Cs ke sistem Arus Eddy Mindanao. Arus tersebut memiliki pola berputar, mentranspor sejumlah massa air ke Pasifik Selatan melalui Laut Seram dan terbagi dua cabang. Cabang ke arah utara kembali ke Samudera Pasifik, dan ke arah selatan mengalir memasuki Laut Banda dan masuk ke dalam sistem ARLINDO.

Selain terbawa ke Laut Banda, massa air dari Samudera Pasifik juga ada yang terbawa hingga melewati Selat Lombok. Hal ini dijelaskan dalam Hasanudin (1998), di mana massa air dari Pasifik menuju perairan Indonesia melewati tiga pintu yang diantaranya masuk lewat selatan Mindanao menuju laut Sulawesi kemudian Selat Makassar. Jalur ini bercabang jadi dua di ujung Selat Makassar, sebagian langsung menuju Samudera Hindia melewati Selat Lombok, dan yang sebagian lagi berbelok ke timur melewati Laut Flores menuju Laut Banda.

Massa air yang berada di wilayah tersebut kemudian masuk ke dalam sistem Arus Selatan Jawa. Penelitian dilakukan pada bulan September dimana Arus Selatan Jawa bergerak dari arah timur ke barat dan mentranspor sejumlah massa air dari perairan Selat Lombok hingga Selatan Jawa Barat (Tomczak dan Godfrey, 2002), termasuk Perairan Selatan Garut – Selat Panaitan yang merupakan lokasi penelitian. Hal tersebutlah yang memungkinkan terdapatnya konsentrasi ^{137}Cs di Samudera Hindia yang direpresentasikan oleh Selat Panaitan – Selatan Garut.

Data hasil rekaman CTD di tiga stasiun pengamatan menunjukkan terdapatnya variasi sebaran temperatur, salinitas, dan densitas secara vertikal terhadap kedalaman. Pada stasiun pengamatan 1 data temperatur, densitas, dan salinitas menunjukkan nilai yang seragam. Ini bisa terjadi karena kedalaman perairan yang cukup dangkal sehingga pergerakan massa air yang ada mampu menghomogenkan parameter-parameter tersebut. Data rekaman CTD pada stasiun pengamatan 2 dan stasiun pengamatan 3 terlihat lebih variatif. Secara umum dari tiga parameter yang ditinjau, tampak pada kedalaman 50 – 150 m terjadi perubahan nilai yang cukup signifikan.

Data hasil pemodelan arus pada bulan September yang didapat menunjukkan adanya pergerakan massa air dari Samudera Pasifik ke Samudera Hindia melewati Selat Makassar

kemudian beregerak ke Selat Sunda. Tiupan angin pada musim Timur yang bergerak dari arah Australia ke kawasan Asia Tengah dapat menimbulkan gaya gesek di permukaan laut. Arus yang ditimbulkannya disebut *drift currents* dan bisa terjadi di laut lepas atau samudera. Arus dari arah Australia dan dari Samudera Pasifik bertemu di selatan Jawa Barat, khususnya selatan Selat Sunda.

KESIMPULAN

Kesimpulan dari penelitian ini adalah terdapatnya konsentrasi ^{137}Cs di perairan Selat Panaitan – Selatan Garut dengan kisaran 0,14 – 0,30 mBq/L yang menunjukkan pola arus global mampu mentranspor ^{137}Cs dari sumber (Fukushima) ke perairan Indonesia, khususnya daerah penelitian. Arus yang berada di Samudera Pasifik masuk ke perairan Indonesia melalui sistem ARLINDO. Nilai konsentrasi terendah dan tertinggi terjadi karena perbedaan jarak stasiun penelitian dengan ARLINDO.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Nontji, A. Laut Nusantara. Djembatan. Jakarta, 367 hlm. 2004.
- [2]. Suseno, H. Profil Konsentrasi ^{137}Cs Dalam Sedimen Pesisir Pulau Bangka. Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah 15(2): 83-88
- [3]. Suseno, H. Profil Konsentrasi ^{137}Cs Di Perairan Pesisir Indonesia Yang Ditetapkan Menggunakan Metoda Pemekatan Sampel Melalui *Catride Filter* Berlapis Tembaga Ferosianat. Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah 15(1): 1-6, 2012
- [4]. Hong, G.H. *et al* Kim, Y.I. $^{239/240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs concentrations for zooplankton and nekton in the Northwest Pacific and Antarctic Oceans (1993–1996). *Marine Pollution Bulletin*. 44, 660–665, 2002
- [5]. Povinec, P.P., A. Aarkrog., K.O. Buesseler., R. Delfanti., K. Hirose., G.H. Hong., T. Ito., H.D. Livingston., H.Nies., V. E. Noshkin., S. Shima and O. Togawa. ^{90}Sr , ^{137}Cs Dan $^{239,240}\text{Pu}$ Concentration Surface Water Time Series in The Pacific and Indian Oceans-WOMARS results. *J. Environ. Radioactivity.*, 81:63-87. 2005
- [6]. Hasanudin, M. 1998. Arus Lintas Indonesia (ARLINDO). Oseana., XXIII(2): 1-9. Nontji, A. Laut Nusantara. Djembatan. Jakarta, 367 hlm. 2004.
- [7]. Suseno, H. Profil Konsentrasi ^{137}Cs Dalam Sedimen Pesisir Pulau Bangka. Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah 15(2): 83-88
- [8]. Suseno, H. Profil Konsentrasi ^{137}Cs Di Perairan Pesisir Indonesia Yang Ditetapkan Menggunakan Metoda Pemekatan Sampel Melalui *Catride Filter* Berlapis Tembaga Ferosianat. Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah 15(1): 1-6, 2012
- [9]. Hong, G.H. *et al* Kim, Y.I. $^{239/240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs concentrations for zooplankton and nekton in the Northwest Pacific and Antarctic Oceans (1993–1996). *Marine Pollution Bulletin*. 44, 660–665, 2002
- [10]. Povinec, P.P., A. Aarkrog., K.O. Buesseler., R. Delfanti., K. Hirose., G.H. Hong., T. Ito., H.D. Livingston., H.Nies., V. E. Noshkin., S. Shima and O. Togawa. ^{90}Sr , ^{137}Cs Dan $^{239,240}\text{Pu}$ Concentration Surface Water Time Series in The Pacific and Indian Oceans-WOMARS results. *J. Environ. Radioactivity.*, 81:63-87. 2005
- [11]. Hasanudin, M. 1998. Arus Lintas Indonesia (ARLINDO). Oseana., XXIII(2): 1-9.
- [12]. Nontji, A. Laut Nusantara. Djembatan. Jakarta, 367 hlm. 2004.
- [13]. Suseno, H. Profil Konsentrasi ^{137}Cs Dalam Sedimen Pesisir Pulau Bangka. Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah 15(2): 83-88
- [14]. Suseno, H. Profil Konsentrasi ^{137}Cs Di Perairan Pesisir Indonesia Yang Ditetapkan Menggunakan Metoda Pemekatan Sampel Melalui *Catride Filter* Berlapis Tembaga Ferosianat. Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah 15(1): 1-6, 2012
- [15]. Hong, G.H. *et al* Kim, Y.I. $^{239/240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs concentrations for zooplankton and nekton in the Northwest Pacific and Antarctic Oceans (1993–1996). *Marine Pollution Bulletin*. 44, 660–665, 2002
- [16]. Povinec, P.P., A. Aarkrog., K.O. Buesseler., R. Delfanti., K. Hirose., G.H. Hong., T. Ito., H.D. Livingston., H.Nies., V. E. Noshkin., S. Shima and O. Togawa. ^{90}Sr , ^{137}Cs Dan $^{239,240}\text{Pu}$ Concentration Surface Water Time Series in The Pacific and Indian Oceans-WOMARS results. *J. Environ. Radioactivity.*, 81:63-87. 2005
- [17]. Hasanudin, M. 1998. Arus Lintas Indonesia (ARLINDO). Oseana., XXIII(2): 1-9.

KORELASI KONSENTRASI ^{137}Cs TERHADAP MINERAL LEMPUNG DALAM SEDIMEN PERAIRAN SEMENANJUNG MURIA JEPARA

Heny Suseno

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif – BATAN

ABSTRAK

KORELASI KONSENTRASI ^{137}Cs TERHADAP MINERAL LEMPUNG DALAM SEDIMEN PERAIRAN SEMENANJUNG MURIA JEPARA. Penentuan kandungan ^{137}Cs di dalam sedimen merupakan bagian dari program pemantauan lingkungan untuk memperoleh *baseline data* radionuklida di Semenanjung Muria Jepara. Penelitian ini bertujuan untuk memperoleh informasi status konsentrasi ^{137}Cs dalam lingkungan pesisir Semenanjung Muria dan prilakunya dalam material pembentuk sedimen. Sample diambil dari 6 stasiun perairan Semenanjung Muria dan dianalisis kandungan ^{137}Cs menggunakan gamma spektrometer. Komponen mineral pembentuk sedimen ditetapkan untuk memperoleh korelasi antara kandungan ^{137}Cs terhadap mineral tersebut. Hasil analisis menunjukkan konsentrasi ^{137}Cs dalam sedimen perairan Semenanjung Muria berkisar antara $1,451 \pm 0,148$ sampai dengan $1,630 \pm 0,166 \text{ Bq.kg}^{-1}$. Terdapat korelasi antara kandungan ^{137}Cs dengan mineral lempung yang terkandung dalam sedimen. Disimpulkan sumber ^{137}Cs dalam sedimen perairan Semenanjung Muria berasal dari *run off* partikel padat dari teristerial yang masuk ke perairan Semenanjung Muria

Kata Kunci: Semenanjung Muria, ^{137}Cs , Sedimen, lempung, kolerasi

ABSTRACT

THE CORELATION OF ^{137}Cs SEDIMENT CONCENTRATION TO CLAY MINERAL AT MURIA PENINSULA JEPARA. Determination of the content of ^{137}Cs in sediments are part of the environmental monitoring program to obtain radionuclides baseline data at Muria Peninsula Jepara. This study aims to obtain information status of ^{137}Cs concentration in the Muria Peninsula coastal environment and its behavior in sediments material. Samples was taken from 6 stations at Muria Peninsula waters and ^{137}Cs content was analyzed using gamma spectrometer. Components of sediments mineral were determined to obtain a correlation between the ^{137}Cs content and the mineral. The result of analysis showed that concentration of ^{137}Cs in Muria Peninsula sediments ranged from 1.451 ± 0.148 to $1.630 \pm 0.166 \text{ Bq.kg}^{-1}$. There were a correlation between the ^{137}Cs content to clay minerals contained in the sediments. The conclusion this research were the source of ^{137}Cs in the Muria Peninsula sediments derived from the run off the solid particles that enter from terrestrial to Muria Peninsula.

Keywords: Muria peninsula, ^{137}Cs , Sediment, clay, corelation.

PENDAHULUAN

Sedimen memainkan peranan penting dalam siklus elemen-elemen termasuk zat radioaktif di lingkungan dimana terjadi mediasi pengambilan, penyimpanan, pelepasan dan transfer di dalam kompartemen lingkungan[1]. Remobilisasi radionuklida dari sedimen merupakan sumber sekunder radionuklida di lingkungan laut[2]. Sebanyak 60% radionuklida yang berasal dari *global fall out* terdeposisi di laut dipengaruhi oleh berbagai parameter seperti arus laut, difusi dan kecepatan semimentasi[2]). Sedimen dasar laut adalah sisa-sisa pelapukan benua, cangkang, bahan organik yang berasal dari organisme, mineral garam, dan aktivitas vulkanik. Sebaran sedimen di dasar laut tergantung pada kedalaman laut. Sedimen menginformasikan kondisi dari kolom perairan di atasnya sampai kondisi dasar laut. Sedimen yang menumpuk di dasar laut relatif tidak terganggu oleh aktivitas arus permukaan sehingga cenderung *stagnan* dan daurnya lebih besar mengarah ke litosfer[3].

Pada wilayah yang tidak ada kegiatan nuklir, ^{137}Cs masuk ke dalam lingkungan laut berasal dari *global fallout* maupun *run off* dari teristerial. Walaupun mempunyai sifat mudah larut dalam air laut tetapi sebagian akan terjerap dalam partikulat. Fluks ^{137}Cs yang terikat dalam partikulat sangat tinggi di daerah pesisir dibandingkan dengan lautan lepas sehingga ^{137}Cs dapat mudah terjerap[4]. Akumulasi radionuklida di dalam sedimen tergantung dari distribusi ukuran partikel di dalam sedimen. Berdasarkan sifat dan prilakunya dalam lingkungan laut tersebut dibutuhkan program pemantauan radionuklida dalam sedimen yang berkaitan dengan distribusi ukuran sedimen[5]. Terdapat 3 jenis pemantauan sedimen, yaitu: sedimen permukaan untuk memperoleh informasi data kontaminasi terkini dari suatu lepasan, sedimen tersuspensi untuk memperoleh informasi terkini dari suatu lepasan dimana partikel dimana sedimen dikoleksi dari bagian atas, tengah hingga dasar laut dan sedimen lapisan bawah digunakan untuk mengetahui informasi suatu lepasan dimasa lampau[5].

Penentuan kandungan radionuklida antropogenik seperti ^{137}Cs di dalam sedimen merupakan bagian dari program pemantauan lingkungan untuk memperoleh *baseline data* radionuklida di Semenanjung Muria Jepara. Perairan Semenanjung Muria terletak pada jalur pantai utara Jawa dimana kawasan pesisirnya merupakan jenis perairan dangkal dengan topografi yang bervariasi, banyak aktivitas sungai besar dan kecil yang bermuara di perairan tersebut. Pada wilayah bagian selatan dan utara terdapat kesamaan pola kontur *bathimetri* dengan garis pantainya, hal ini menunjukkan bahwa pembentukan pantai didominasi oleh aktivitas darat, yaitu Sungai Telon, Sungai Gelis dan Sungai Serang [6]. Baseline data ^{137}Cs dalam sedimen perairan Semenanjung Muria sangat terbatas. Hasil pemantauan sebelumnya menunjukkan konsentrasi ^{137}Cs dalam sedimen diperairan Semenanjung Muria berkisar antara dibawah limit deteksi sampai $0,71 \pm 0,15 \text{ Bq.kg}^{-1}$ [7]. Hasil penelitian ini hanya menginformasikan kandungan ^{137}Cs di dalam sedimen tetapi belum diperoleh distribusi radionuklida tersebut didalam material pembentuk sedimen. Pemahaman distribusi ^{137}Cs dalam material sedimen penting diketahui untuk memperkirakan sebaran radionuklida dalam wilayah pesisir ini jika rencana pembangunan PLTN direalisasikan.

Pada makalah ini dilaporkan status konsentrasi ^{137}Cs dalam lingkungan pesisir Semenanjung Muria dan prilakunya dalam material pembentuk sedimen.

TATA KERJA

Bahan

Kantung plastik (PVS) dan *glassware*

Alat

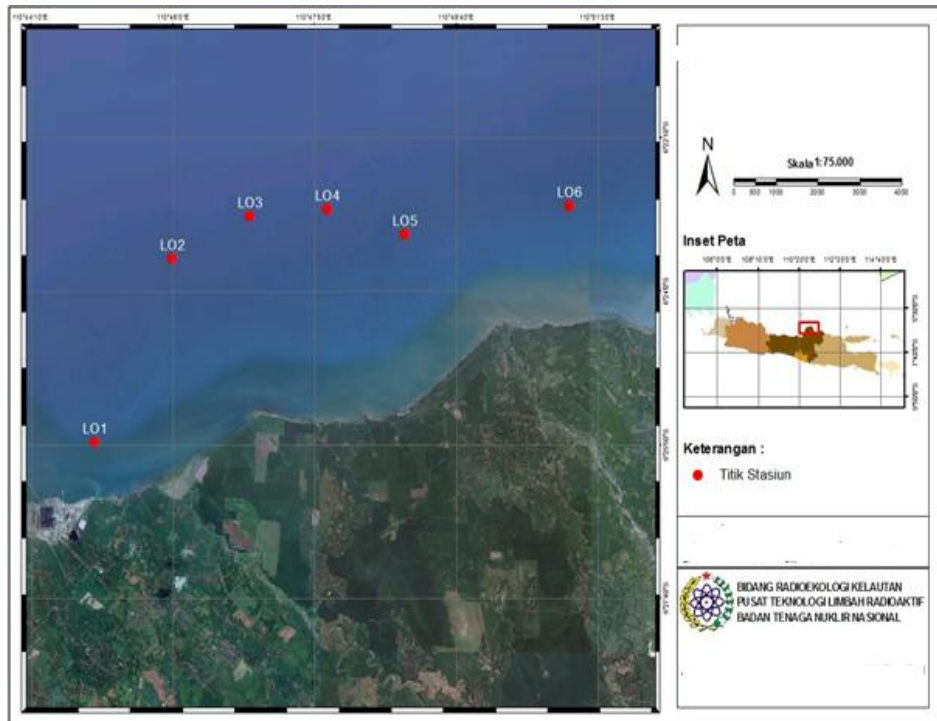
GPS, Oven dan Gamma spektrometer

Metode

Pemantauan ^{137}Cs di dalam sedimen dilakukan pada wilayah disekitar calon tapak PLTN pada koordinat sebagai berikut:

Tabel 1. Koordinat Lokasi Pengambilan Sampel

Kode lokasi	Koordinat	
LO1	110°45'00" BT	06°25'48,30" LS
LO2	110°46'00" BT	06°23'37,26" LS
LO3	110°47'00" BT	06°23'06,48" LS
LO4	110°48'00" BT	06°23'01,62" LS
LO5	110°49'00" BT	06°23'19,44" LS
LO6	110°51'07,8" BT	06°22'59,40" LS



Gambar 1. Lokasi pengambilan sampel sedimen di Semenanjung Muria

Sebanyak 2-3 Kg sedimen diambil dari dasar perairan menggunakan *sampling grab* pada 6 lokasi yang telah ditentukan. Sample tersebut ditempatkan dalam wadah PVC, dibawa ke laboratorium Radioekologi PTLR BATAN dan di keringkan pada suhu 90°C dalam oven. Setelah dikeringkan sebagian 1 Kg sampel dihaluskan sampai dengan ukuran 2 mesh dan ditempatkan dalam marinary selanjutnya dianalisis kandungan ^{137}Cs menggunakan gamma spektrometer. Metoda analisis berdasarkan pencacahan langsung selama 259200 detik.

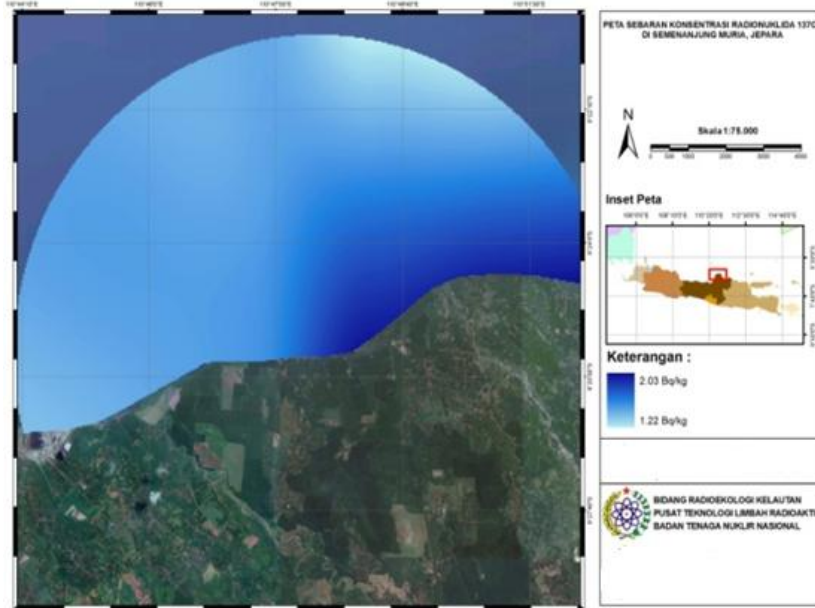
Sebagian sedimen dibawa ke Laboratorium Geologi Laut FPIK UNDIP Semarang, dianalisis tekstur sedimen yang didasarkan pada ukuran butiran menggunakan metode Eleftheriou dan McIntyre[8]. Ukuran butir merepresentasikan mineral yang terkandung dalam sedimen yang ditentukan berdasarkan skala Wentworth[8]. Setelah diperoleh kandungan ^{137}Cs dan komposisi mineral pembentuk sedimen, dibuat korelasi kedua parameter tersebut.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Hasil analisis menunjukkan konsentrasi ^{137}Cs dalam sedimen perairan Semenanjung Muria berkisar antara $1,451 \pm 0,148$ sampai dengan $1,630 \pm 0,166 \text{ Bq.kg}^{-1}$. Hasil analisis kandungan ^{137}Cs dalam sedimen laut di lokasi yang sama pada tahun 2000 dan 2010 adalah maksimal berturut-turut $0,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$ dan $0,59 \text{ Bq.kg}^{-1}$ [7,9]. Hasil analisis membuktikan konsentrasi ^{137}Cs dalam sedimen di Semenanjung Muria mengalami peningkatan lebih dari dua kali lipat dibandingkan tahun 2010 dan 2011. Disisi lain tidak terdapat kegiatan yang menggunakan ^{137}Cs di lokasi ini sehingga tidak terdapat potensi sumber masuknya kontaminan radionuklida tersebut. Distribusi ^{137}Cs di wilayah perairan Semenanjung Muri ditunjukkan pada Gambar 2.

Peningkatan ini bukan disebabkan oleh kecelakaan nuklir di Fukushima karena ^{134}Cs tidak terdeteksi di dalam sample sedimen yang dianalisis[10,11]. Hal ini karena ^{134}Cs ($t_{1/2}$ 2 tahun) dan ^{137}Cs ($t_{1/2}$ 30 tahun) merupakan produk fisi yang terlepas ke perairan laut akibat kecelakaan Fukushima. Kedua isotop ini memiliki sifat kimia yang sama sehingga prilakunya dalam lingkungan laut tidak berbeda. Pada saat dilakukan pemantauan lingkungan di lokasi ini, peristiwa Fukushima terjadi kurang dari 2 tahun yang lalu. Dalam periode waktu tersebut seharusnya bagian residu

^{134}Cs masih dapat dideteksi karena setelah mengalami peluruhan, konsentrasinya masih tersisa setengah dari konsentrasi awalnya. Berdasarkan hal tersebut, keberadaan ^{137}Cs dalam sedimen Semenanjung muria tanpa diikuti dengan keberadaan ^{134}Cs membuktikan bahwa sumber masukan ^{137}Cs tersebut berasal dari *global fallout*.



Gambar 2. Distribusi ^{137}Cs dalam sedimen di perairan Semenanjung Muria

Global fall out ^{137}Cs secara cepat terserap dalam fraksi halus baik di tanah maupun sedimen dan ditahan pada beberapa cm dipermukaan sedimen[12]. Radioisotop ini tidak bermigrasi ke lapisan yang lebih dalam. Pada saat terjadi hujan tanah permukaan di teristerial mengalami *run off* yang akhirnya masuk ke perairan dan tersedimentasi. Nagao membuktikan terjadi aliran suspensi partikulat yang mengikat ^{137}Cs dari teristerial menuju perairan pesisir pada saat hujan lebat. Fluks ^{134}Cs dan ^{137}Cs tersebut 30–50% dari fluks tahunan di tahun 2011[13]. Salah satu pembuktian sumber ^{137}Cs di perairan Semenanjung Muria berasal dari *run off*, melalui korelasi antara kandungan ^{137}Cs dengan kandungan lempung dalam sedimen. Ide dasar dari argumen ini adalah bahwa dalam lingkungan laut ^{137}Cs berada dalam bentuk terlarut dan partikulat[14]. Dalam perairan laut hanya berikatan dengan 1% partikulat[11]. Disisi lain ^{137}Cs dapat berikatan kuat dengan mineral lempung yang terkandung dalam sedimen. Material pembentuk sedimen di perairan Semenanjung Muria tersaji pada Tabel 2.

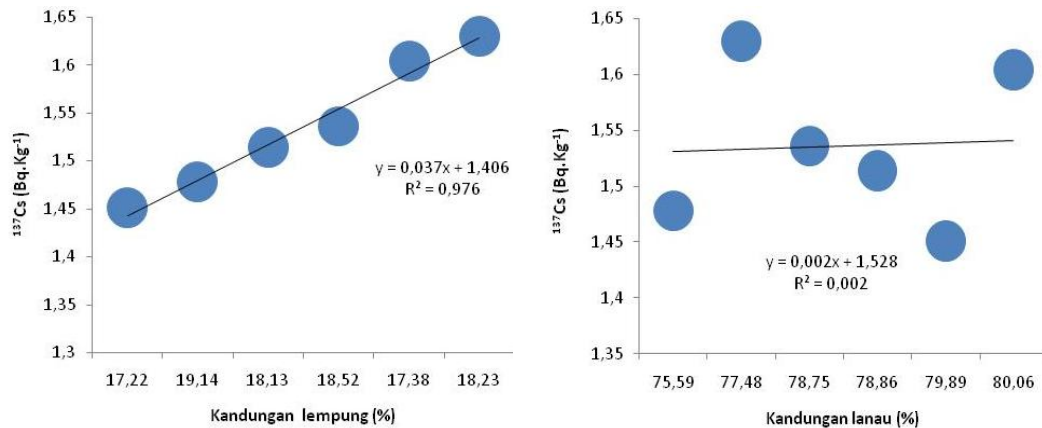
Tabel 2. Komposisi material pembentuk sedimen di Semenanjung Muria

Stasiun	Pasir Halus (62,5 - 250 μm)	Lanau (3,9 - 62,5 μm)	Lempung (< 3,9 μm)
LO1	2,89	79,89	17,22
LO2	2,57	80,06	17,38
LO3	4,94	75,92	19,14
LO4	4,29	77,48	18,23
LO5	2,73	78,75	18,52
LO6	3,01	78,86	18,13

Hasil analisa menunjukkan bahwa komposisi sedimen di perairan Semenanjung Muria terdiri 3 jenis sedimen yaitu pasir halus, lanau dan lempung. Berdasarkan hal tersebut terdapat komponen lempung dan lanau yang masuk ke perairan Semenanjung Muria. Proses sedimentasi

tersebut berasal dari *runoff* wilayah terestrial Jepara[15]. Partikulat *runoff* membawa tanah lempung tersebut mengikat ^{137}Cs yang berasal dari *global fall out*. Dalam partikel lempung terdapat mineral mampu mengikat ^{137}Cs antara lain *smectite*, *illit* dan *vermiculite*. Mineral *illit* diketahui yang paling kuat mengikat radionuklida ini hal ini karena mekanisme adsorpsi ^{137}Cs adalah substitusi K pada *illite* lebih selektif dibandingkan dengan mineral-mineral *smectite* and *vermiculite*[16]. Berdasarkan hal tersebut, diperlukan informasi mengenai korelasi antara konsentrasi antara konsentrasi ^{137}Cs terhadap kandungan material sedimen. Informasi ini untuk memastikan sumber ^{137}Cs di perairan Semenanjung Muria akibat dari *run off* yang membawa radionuklida fallout terikat dalam matrik partikulat.

Korelasi kandungan lempung dan lanau terhadap konsentrasi ^{137}Cs dalam sedimen Semenanjung Muria ditunjukkan pada Gambar 3.



Gambar 3. Korelasi kandungan ^{137}Cs terhadap mineral dalam sedimen
 a. Korelasi kandungan ^{137}Cs dalam mineral lempung dalam sedimen
 b. Korelasi kandungan ^{137}Cs dalam mineral lanau dalam sedimen

Mengacu pada Gambar 3, terdapat korelasi yang kuat antara kandungan ^{137}Cs terhadap mineral lempung dalam sedimen. Terdapat 3 jenis sisi ikatan lempung yang merupakan komponen dari sedimen, yaitu: adsorpsi selektif ^{137}Cs kemineral *illit* diakaitakan dengan radius ionik, sifat tidak terkompleks dan mempunyai energi hidrasi yang rendah[17]. Percobaan mengenai adsorpsi Cs dalam tanah dan membuktikan, ^{137}Cs tidak diadsorpsi oleh besi dan mangan oksida, senyawa organik maupun sulfida yang merupakan fraksi dari sedimen, tetapi berada di antara lapisan mineral-mineral lempung[18]. Berdasarkan eksperimen tersebut membuktikan bahwa radionuklida ini 94% tetap berada dalam tanah maupun sedimen dan tidak mengalami perindian setelah melalui tiga tahapan ekstraksi. Radionuklida ^{137}Cs berada diantara lapisan mineral-mineral lempung[18]. Berdasarkan hal tersebut ^{137}Cs yang berasal dari *global fall out* terikat pada komponen lempung yang berasal dari terestrial mengalami *run off* di musim hujan selanjutnya masuk ke dalam perairan Semenanjung Muria. Proses berikutnya adalah sedimentasi partikel *runoff* yang mengakumulasi ^{137}Cs di dalam sedimen.

KESIMPULAN

1. Konsentrasi ^{137}Cs dalam sedimen perairan Semenanjung Muria berkisar antara $1,451 \pm 0,148$ sampai dengan $1,630 \pm 0,166$ Bq.kg⁻¹. Konsentrasi ^{137}Cs tersebut mengalami peningkatan lebih dari dua kali lipat dibandingkan tahun 2010 dan 2011
2. Tidak terdapat ^{134}Cs dalam sedimen yang mengindikasikan sumber ^{137}Cs bukan berasal dari inputan kecelakaan nuklir di Fukushima yang memasuki perairan Indonesia.
3. Terdapat korelasi antara konsentrasi ^{137}Cs dan mineral lempung dalam sedimen yang menunjukkan sumber ^{137}Cs berasal dari *run off* partikel padat dari terestrial yang masuk ke perairan Semenanjung Muria

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. United Nations Environment Programme and the World Health Organization , Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. Ed by Bartram, J and Ballance, R. UNEP/WHO, 1996
- [2]. Gäfvert, T *et al.* Radioactivity in the Marine Environment 2007. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). StrålevernRapport 2009:15. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2009.
- [3]. Seibold,E., Berger, W.H. The Sea Floor: An Introduction to Marine Geology. 3rd ed., Springer, Heidelberg., 1996.
- [4]. International Atomic Energy Agency, Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS) Radionuclide Levels In Oceans And Seas. IAEA-TECDOC-1429. IAEA, VIENNA, 2004
- [5]. International Atomic Energy Agency, Programmes and systems for source and environmental radiation monitoring. Safety reports series, no. 64, IAEA, Vienna, 2010.
- [6]. Susiati, H., B.A. Subaki dan Harman A. Hidrodinamika dan Transport Sedimen di Tapak PLTN Semenanjung Muria. *Dalam: Prosiding Seminar Keselamatan Nuklir 27 -28 Juni 2011.*, Jakarta, pp 96-108. 2011.
- [7]. Nareh, M., Warsona, A. Penentuan Konsentrasi Cs-137 dan Pu-239/240 Dalam Sedimen Di Semenanjung Muria Dan Daerah Sekitarnya. Prosiding Presentasi Ilmiah Keselamatan Radiasi daD Lingkungan VIII, 23 -24 Agustus 2000. Puslitbang Keselamatan Radiasi dan Biomedika Nuklir -BATAN, 2000
- [8]. Eleftheriou, A and A. McIntyre (editor). Methods For The Study of Marine Benthos. 3rd ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford., 442p., 2005
- [9]. Prihatiningsih, W. R. Radioekologi Kelautan di Semenanjung Muria : Studi Distribusi dan Prilaku Radionuklida di perairan Pesisir. [Tesis]. Program Pasca Sarjana, Universitas Indonesia, 85 Hlm, 2011
- [10]. Wo, Y.M., Ahmad, Z. Determination of ¹³⁷Cs In Seawater Surrounding Peninsular Malaysia : A Case Study Journal Of Nuclear And Related Technologies, 1(2):19-28, 2004
- [11]. Povinec, *et al.* Cesium, iodine and tritium in NW Pacific waters – a comparison of the Fukushima impact with global fallout. Biogeosciences, 10, 5481–5496, 2013
- [12]. Owens, P.N., Walling, D.E., He,Q., Shanahan, J. The use of Caesium-137 measurements to establish a sediment budget for the Start catchment, Devon, UK. *Journal-des Sciences Hydrologiques*, 42(3): 405, 423, 1997
- [13]. Nagao, S., Kanamori, M., Ochiai,S., Tomihara,S. Fukushi,K., Yamamoto, M. Export of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in the Fukushima river systems at heavy rains by Typhoon Roke in September 2011. Biogeosciences Discuss., 10:2767–2790, 2013
- [14]. Davulienė,K., Tarasiuk, N., Spirkauskaitė, N., Trinkunas, G., Valkunas, L. ¹³⁷Cs activity distribution in the Lithuanian coastal waters of the Baltic Sea. *Oceanologia*, 49 (1): 71-90, 2007
- [15]. Widjatmoko, W., Munasik. Laporan hasil penelitian studi ekologi reproduksi karang cabang acropora aspera untuk mengatasi kondisi kritis ekosistem terumbu karang. Proyek Pengkajian dan Penelitian Ilmu Pengetahuan dan Teknologi, Direktorat Jenderal Pendidikan Tinggi, UNDIP, 2004
- [16]. Kim,Y., Kim, K., Kang, H-D., Kim, W., Doh, S-H., Kim, D-S., Kim, B-K. The accumulation of radiocesium in coarse marine sediment: Effects of mineralogy and organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 54 : 1341–1350, 2007
- [17]. Lujaniene, G., Vilimaite. –Šilobritiene, B., Jokšas, K. Accumulation of 137Cs in bottom sediments of the Curonian Lagoon. *NUKLEONIKA* 50(1):23–29, 2005
- [18]. Qin *et al.* Investigation of cesium adsorption on soil and sediment samples from Fukushima Prefecture by sequential extraction and EXAFS technique. *Geochemical Journal*, 46: 297 - 302, 2012

PEMANFAATAN AMONIUM ZEOLIT DAN POLIMER DALAM PENGOLAHAN LIMBAH AIR PENDINGIN REAKTOR NUKLIR

Aisyah

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-Batan
Kawasan PUSPIPTEK, Serpong-Tangerang 15310

ABSTRAK

PEMANFAATAN AMONIUM ZEOLIT DAN POLIMER DALAM PENGOLAHAN LIMBAH AIR PENDINGIN REAKTOR NUKLIR. Pengoperasian reaktor nuklir akan menimbulkan limbah radioaktif yang salah satunya adalah limbah air pendingin primer yang mengandung hasil belah Sr^{90} , Cs^{137} dan produk korosi Co^{60} . Limbah ini harus dikelola dengan baik agar tidak memberikan dampak bagi masyarakat dan lingkungan. Telah dilakukan penelitian pengolahan limbah air pendingin primer dengan memanfaatkan zeolit murni dan amonium zeolit, serta imobilisasi zeolit bekas menggunakan polimer. Penelitian bertujuan untuk mempelajari kemampuan penyerapan zeolit murni dan amonium zeolit terhadap Sr, Cs dan Co, serta karakteristik hasil imobilisasi. Percobaan dilakukan secara satu dengan mengkontakkan zeolit murni dan amonium zeolit dengan limbah air pendingin reaktor simulasi yang mengandung Sr, Cs dan Co dalam berbagai waktu kontak. Imobilisasi amonium zeolit bekas dengan polimer dilakukan pada berbagai kandungan limbah 10, 20, 30, 40 dan 50 % berat. Karakteristik blok polimer-amonium zeolit bekas yang dipelajari adalah densitas, kuat tekan dan laju pelindihan. Hasil penelitian menunjukkan bahwa waktu kontak optimal adalah 90 menit dengan efisiensi penyerapan amonium zeolit lebih tinggi dibandingkan zeolit murni, dengan urutan: $\text{Sr} > \text{Co} > \text{Cs}$. Karakterisasi blok polimer-amonium zeolit bekas menunjukkan bahwa semakin besar kandungan limbah maka densitas dan laju pelindihan semakin tinggi dan kuat tekan semakin turun. Karakteristik blok polimer-amonium zeolit bekas terbaik diperoleh pada kandungan limbah 20 % berat dengan densitas $1,3051 \text{ g/cm}^3$, kuat tekan $9,68 \text{ kN/cm}^2$ dan tidak terdeteksi adanya hasil belah yang keluar dari blok polimer-amonium zeolit bekas.

Kata kunci: Hasil belah, air pendingin reaktor, zeolit, polimer.

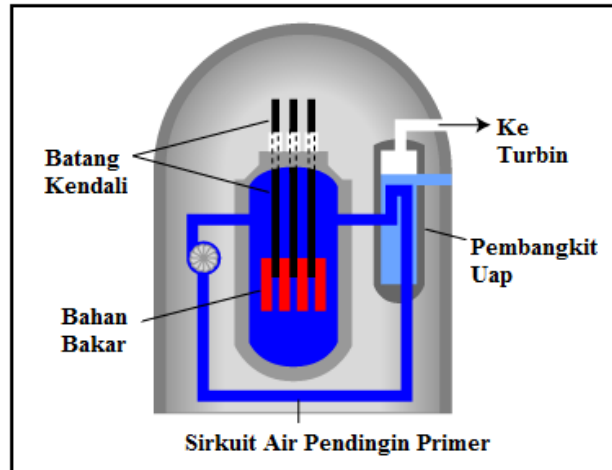
ABSTRACT

UTILIZATION OF AMMONIUM ZEOLITES AND POLYMERS IN TREATMENT OF COOLANT WASTE OF NUCLEAR REACTOR. Operation of nuclear reactor generates radioactive wastes, and one them is the waste from primary coolant water that contain fission products Sr^{90} , Cs^{137} and corrosion product Co^{60} . This waste must be managed to prevent impact to the community and environment. A research on treatment of primary cooling water that contain fission products by utilizing pure zeolite and ammonium zeolite, and immobilization of the spent ammonium zeolite with polymer has been completed. The aim of the research is to study both the sorption ability of pure zeolite and ammonium zeolite to Sr, Cs and Co, and the characteristics of the immobilization product. The experiments was carried out by contacting pure zeolite and ammonium zeolite with simulated waste which contain Sr, Cs and Co in a varied contact time. Immobilization of spent ammonium zeolite with a polymer is conducted in a varied waste loading, i.e.: 10, 20, 30, 40 and 50% weight. The characterization of the ammonium zeolite-polymer blocks was performed by the measurement of the density, compressive strength and leaching rate. The result, at the 90 minutes optimal contact time, showed that the ammonium zeolite sorption efficiency is higher than pure zeolite's, in an order of $\text{Sr} > \text{Co} > \text{Cs}$. The characteristics of ammonium zeolite-polymer blocks was found to be the greater the waste loading the higher the density of the waste, as well as the compressive strength and the leaching rate. The best ammonium zeolite-polymer blocks were obtained at waste loading of 20% weight, the blocks density of 1.3051 g/cm^3 , and the compressive strength of 9.68 kN/cm^2 . The presence of fission product leaching was not detected.

Keywords: Fission product, water-cooled reactor, zeolite, polymer.

PENDAHULUAN

Sistem pendingin merupakan salah satu komponen penting dalam pengoperasian suatu reaktor, baik sistem pendingin primer maupun sekunder. Sistem pendingin reaktor berfungsi sebagai medium pembawa panas yang ditimbulkan akibat terjadinya reaksi fisi dalam teras reaktor. Panas dalam teras reaktor diambil oleh sistem pendingin primer dan kemudian dipindahkan ke sistem pendingin sekunder melalui sistem penukar panas atau pada reaktor daya, panas dari sistem pendingin primer dimanfaatkan untuk pembangkit uap panas yang selanjutnya uap panas ini digunakan untuk menggerakkan turbin pembangkit listrik, dengan susunan komponen reaktor seperti yang ditunjukkan pada Gambar 1[1]. Pada Gambar 1 tampak bahwa komponen penting suatu reaktor terdiri dari bahan bakar, batang kendali, sirkuit air pendingin primer, pembangkit uap dan turbin.



Gambar 1. Susunan komponen dalam suatu reaktor nuklir [1].

Di dalam reaktor, air pendingin primer akan terkontaminasi bahan radioaktif hasil fisi, aktivasi maupun korosi yang berasal dari interaksi antara unsur-unsur kimia yang terkandung dalam komponen-komponen reaktor termasuk air pendingin primer dengan neutron.

Adapun jenis radionuklida yang terdapat dalam air pendingin primer yang terbentuk dalam reaktor dalam kondisi operasi normal adalah [1-3]:

1. Radionuklida hasil aktivasi unsur-unsur kimia yang terkandung dalam air pendingin primer sebagai pengotor air (^3H , ^{16}N , ^{18}F , ^{41}Ar dan lainnya).
2. Radionuklida hasil belah dari reaksi fisi ^{235}U sebagai kontaminan pada permukaan bahan bakar karena fabrikasi (^{137}Cs , ^{90}Sr , dan lainnya).
3. Radionuklida produk korosi dari material struktur reaktor dan material yang digunakan untuk peralatan pada sistem pendingin primer (^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co dan lainnya)

Dari beberapa jenis radionuklida tersebut, maka radionuklida dengan waktu paro sangat pendek seperti ^{16}N , ^{17}N dan ^{18}O akan mengalami peluruhan dalam tangki tunda, sedangkan radionuklida dengan umur paro menengah (^{137}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr dan lainnya) akan tertinggal dalam sistem pendingin reaktor, sehingga tatkala air pendingin dikeluarkan dari reaktor sebagai limbah maka limbah air pendingin tersebut mengandung radionuklida berumur paro menengah seperti ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr dan lainnya [3].

Sesuai dengan Undang-undang No.10 Tahun 1997 tentang ketenaganukliran, pengelolaan limbah radioaktif dilaksanakan oleh Pusat Teknologi Limbah Radioaktif (PTLR) selaku Badan Pelaksana. Dalam melaksanakan fungsinya PTLR memiliki Instalasi Pengolahan Limbah Radioaktif (IPLR) yang diperuntukkan untuk mengolah limbah radioaktif cair dari reaktor nuklir G.A. Siwabessy beserta laboratorium pendukungnya. Pengolahan limbah cair dari air pendingin primer reaktor G.A. Siwabessy dilakukan dengan evaporator. Dari proses evaporasi tersebut akan dihasilkan konsentrat yang mengandung hasil belah. Konsentrat hasil belah kemudian diimobilisasi menggunakan semen [4].

Proses evaporasi limbah air pendingin primer reaktor merupakan proses yang memerlukan energi panas yang tinggi sehingga merupakan proses dengan biaya yang relatif tinggi. Selain itu fasilitas evaporator telah beroperasi lebih dari 20 tahun sehingga perlu diwaspadai adanya proses *aging*. Oleh karena itu perlu dilakukan pengembangan proses pengolahan limbah air pendingin primer reaktor yang lebih ekonomis namun tetap dengan tingkat keselamatan yang tinggi. Proses pertukaran ion merupakan salah satu proses pengolahan limbah radioaktif yang memanfaatkan bahan penukar ion seperti resin, bentonit maupun zeolit beserta modifikasinya. Zeolit merupakan mineral alam yang banyak terdapat di Indonesia seperti zeolit Bayah, Lampung, Tasikmalaya, Sukabumi dan lainnya. Namun demikian zeolit alam merupakan adsorben yang memiliki daya serap rendah sehingga untuk meningkatkannya dilakukan modifikasi zeolit alam.

Zeolit merupakan kristal alumina silika yang berstruktur tiga dimensi, yaitu terbentuk dari tetrahedral alumina dan silika dengan rongga-rongga di dalam yang berisi ion-ion logam, biasanya alkali atau alkali tanah dan molekul air. Mineral zeolit yang paling umum dijumpai adalah klinoptilolit, dengan rumus kimia $x/n \text{ Mn}^+[(\text{AlO}_2)_x(\text{SiO}_2)_y] \cdot z\text{H}_2\text{O}$. Mn^+ merupakan kation yang dapat dipertukarkan dengan kation lain, sedangkan atom Al dan Si merupakan struktur kation dan oksigen yang akan membentuk struktur tetrahedron pada zeolit. Molekul air yang terdapat dalam zeolit merupakan molekul yang mudah lepas [5-7]. Oleh karena itu zeolit dapat digunakan sebagai penukar kation untuk pengambilan radionuklida hasil belah yang terkandung dalam air pendingin reaktor dalam pengolahan limbah radioaktif. Namun demikian karena zeolit alam memiliki daya tukar kation yang rendah maka dilakukan modifikasi zeolit alam menjadi amonium zeolit (NH_4 zeolit).

Beberapa peneliti telah mempelajari pemanfaatan zeolit alam maupun beberapa jenis modifikasinya dalam pengelolaan limbah radioaktif maupun industri seperti untuk penyerapan beberapa unsur seperti Sr, Cs, Cr, Ni dan sebagainya [8-12]. Dalam penelitian ini akan dipelajari zeolit murni dan modifikasinya yaitu NH_4 zeolit dalam pengolahan limbah radioaktif cair. Penelitian dilakukan dengan tujuan untuk mempelajari kemampuan penyerapan zeolit murni dan NH_4 zeolit terhadap hasil belah Sr, Cs, dan produk korosi Co yang terdapat dalam limbah air pendingin reaktor nuklir, serta mempelajari karakteristik blok polimer- NH_4 zeolit bekas hasil imobilisasi.

Dalam penelitian ini digunakan limbah air pendingin primer reaktor nuklir simulasi yang mengandung Sr, Cs dan Co. Proses penyerapan dilakukan dengan parameter waktu kontak. Amonium zeolit yang telah jenuh dengan Sr, Cs dan Co yang selanjutnya disebut sebagai NH_4 zeolit bekas kemudian diimobilisasi dengan polimer poliester dengan parameter jumlah kandungan limbah. Karakterisasi hasil imobilisasi yang berupa blok polimer- NH_4 zeolit bekas ditentukan densitas, kuat tekan dan laju pelindihan. Densitas ditentukan dengan mengukur masa dan volume blok polimer- NH_4 zeolit bekas, kuat tekan diukur dengan alat uji tekan Paul Weber dan laju pelindihan diukur dengan alat sokhlet. Analisis Sr, Cs dan Co dilakukan dengan alat analisis *Atomic Absorption Spectrometer* (AAS).

Penelitian ini dilakukan di Laboratorium Bidang Teknologi Pengolahan Limbah Dekontaminasi dan Dekomisioning, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, Badan Tenaga Nuklir Nasional pada Tahun 2012. Penelitian dilakukan sebagai upaya mempersiapkan suatu proses pengolahan limbah radioaktif cair aktivitas rendah dan sedang sebagai antisipasi menghadapi *aging* dari fasilitas evaporator. Selama ini pengolahan limbah radioaktif aktivitas rendah dan sedang yang pada umumnya merupakan limbah pendingin reaktor dilakukan secara evaporasi menggunakan evaporator.

METODE

Bahan

Bahan yang digunakan dalam penelitian ini adalah Zeolit Lampung, Stronsium Nitrat $\{\text{Sr}(\text{NO}_3)_2\}$, Cobal Nitrat Heksa Hidrat $\{\text{Co}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}\}$, Cesium Chlorida (CsCl), Metil Iodida (CH_3I), Perak Nitrat (AgNO_3), Kalium Chlorida (KCl), NH_4Cl , dan Polimer Poliester.

Alat

Peralatan yang digunakan dalam penelitian ini antara lain timbangan, seperangkat alat refluks, *roller*, alat gelas, *Atomic Absorption Spectrometer* (AAS), jangka sorong, alat uji tekan (*Paul Weber*), alat sokhlet, *hot plate*, oven dan lainnya.

Tata Kerja

Pembuatan Zeolit Murni

Zeolit alam yang berasal dari Lampung dibersihkan dari kotoran dan batuan-batuan lain dan kemudian dihaluskan serta diayak untuk memperoleh ukuran partikel zeolit antara 40 - 60 mesh. Zeolit dimurnikan dengan cara di refluks dengan air bebas mineral selama 3 x 8 jam, hal ini untuk memisahkan garam terlarut yang tercampur. Setiap 8 jam air bebas mineral diperbaharui. Zeolit kemudian dikeringkan dalam oven pada suhu 105 °C selama 3 jam. Selanjutnya dilakukan pemisahan zeolit dari partikel/ mineral berat dengan menggunakan metil iodida (CH₃I). Zeolit yang bebas dari mineral berat seperti silikat akan mengapung dibagian atas dalam cairan metil iodida. Zeolit dipisahkan dari mineral berat sehingga diperoleh zeolit murni yang masih dalam bentuk multi kation. Zeolit murni disimpan dalam desikator yang mengandung NaCl jenuh minimal satu minggu sebelum dikarakterisasi [13,14].

Pembuatan NH₄ Zeolit

Zeolit murni sebanyak 100 gram direfluks dalam 400 ml larutan NH₄Cl jenuh selama 3 x 8 jam, selanjutnya dilakukan pencucian dengan air bebas mineral sampai filtrat bebas dari ion Cl (tes negatif menggunakan larutan AgNO₃ 1%). Amonium zeolit yang telah terbentuk kemudian dikeringkan dalam oven pada suhu 70 °C selama 3 jam dan disimpan dalam desikator yang mengandung NaCl jenuh selama seminggu. Amonium zeolit siap digunakan untuk percobaan [5,15].

Pembuatan Limbah Simulasi

Limbah air pendingin reaktor yang mengandung hasil belah dan produk korosi dibuat secara simulasi dengan cara melarutkan Sr (NO₃)₂, CsCl dan Co(NO₃)₂.6H₂O masing-masing dengan konsentrasi Sr, Cs dan Co sebesar 75, 250, 50 ppm. Konsentrasi radionuklida hasil belah dan produk korosi pada limbah simulasi mengacu pada konsentrasi radionuklida hasil belah dan produk korosi pada limbah air pendingin Reaktor GA Siwabesy yang dikirim ke Pusat Teknologi Limbah Radioaktif untuk dilakukan pengelolaan.

Percobaan Penyerapan Hasil Belah

Percobaan penyerapan Sr, Cs dan Co yang terkandung dalam limbah simulasi dilakukan menggunakan zeolit murni dan NH₄ zeolit secara terpisah dengan parameter waktu kontak. Setelah diperoleh waktu kontak yang optimum, maka dilakukan percobaan penyerapan campuran Sr, Cs dan Co oleh NH₄ zeolit. Dari percobaan ini dapat dilihat faktor kompetisi dari radionuklida yang terkandung dalam limbah simulasi.

Percobaan pengambilan Sr, Cs dan Co dilakukan dengan mengkontakkan zeolit murni maupun NH₄ zeolit masing-masing sebanyak 0,25 gram dengan 250 ml larutan limbah simulasi yang masing-masing mengandung Sr, Cs dan Co. Masing-masing campuran kemudian dirolling dalam waktu 30, 60, 90, 120 dan 150 menit. Beningan dianalisis konsentrasi Sr, Cs dan Co sehingga diperoleh waktu kontak yang optimum [16]. Dengan cara yang sama percobaan pengambilan campuran Sr, Cs dan Co dilakukan dengan NH₄ zeolit dengan waktu kontak optimum pada percobaan sebelumnya. Kemampuan penyerapan Sr, Cs dan Co oleh zeolit murni maupun NH₄ zeolit didefinisikan sebagai efisiensi penyerapan, yang dihitung sebagai jumlah Sr, Cs dan Co yang terserap dalam zeolit murni maupun NH₄-zeolit, dan dihitung dengan persamaan:

$$\text{Efisiensi Penyerapan Sr/Cs/Co} = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100\% \quad (1)$$

dimana C₀ dan C_t masing-masing adalah konsentrasi Sr, Cs dan Co mula-mula dan konsentrasi dalam beningan.

Penjenuhan NH₄ Zeolit dengan Limbah Simulasi

Penjenuhan NH₄ zeolit dengan limbah simulasi dilakukan untuk imobilisasi NH₄ Zeolit yang telah digunakan untuk percobaan penyerapan limbah. Penjenuhan dilakukan dengan cara mengkontakkan NH₄ zeolit dengan campuran limbah simulasi pada kondisi penyerapan optimum. NH₄ zeolit yang telah jenuh limbah simulasi selanjutnya disebut NH₄ zeolit bekas.

Imobilisasi NH₄ Zeolit Bekas dengan Polimer Poliester

Imobilisasi NH₄ zeolit bekas dilakukan dengan polimer poliester pada variasi kandungan limbah 0, 10, 20, 30, 40, dan 50 % berat. Imobilisasi dilakukan dengan mencampur NH₄ zeolit bekas dengan polimer poliester dengan jumlah masing-masing sesuai dengan kandungan limbahnya. Campuran polimer dan NH₄ zeolit bekas diaduk sampai homogen kemudian dimasukkan ke dalam cetakan yang berbentuk silinder dengan ukuran 2x2x2 cm dan dibiarkan selama 8 jam untuk proses *curing* sehingga diperoleh blok polimer-NH₄ zeolit bekas. Karakterisasi dilakukan terhadap blok polimer-NH₄ zeolit bekas yang telah mengeras dengan mengukur densitas, kuat tekan dan laju pelindihannya [13,15].

Karakterisasi Blok Polimer-NH₄ Zeolit Bekas

Karakterisasi blok polimer-NH₄ zeolit bekas dilakukan dengan metode [13-16]:

1. Pengukuran densitas dilakukan dengan mengukur volume dan masa blok polimer- NH₄ zeolit bekas. Densitas blok polimer-NH₄ zeolit bekas dihitung dengan persamaan:

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (2)$$

dimana: ρ = berat jenis (gram cm⁻³), m = massa blok polimer-NH₄ zeolit bekas (gram), V = volume blok polimer-NH₄ zeolit bekas (cm³).

2. Uji Tekan dilakukan dengan alat tekan Paul Weber. Blok polimer-NH₄ zeolit bekas dilakukan penekanan sampai pecah. Kekuatan tekan blok polimer-NH₄ zeolit bekas dihitung dengan persamaan:

$$\sigma_c = \frac{P_{maks}}{A} \quad (3)$$

dimana σ_c adalah kekuatan tekan (kN/cm²); P_{maks} : beban tekanan maksimum (kN); dan A adalah luas penampang blok polimer-NH₄ zeolit bekas mula-mula (cm²).

3. Laju pelindihan dilakukan menurut *Japan Industrial Standard (JIS)*, yaitu laju pelindihan dipercepat dalam medium air. Blok polimer-NH₄ zeolit bekas dimasukkan dalam basket dan dipasang pada alat sokhlet untuk direfluks dengan air suling pada suhu 100 °C selama 24 jam. Laju pelindihan dihitung berdasarkan:

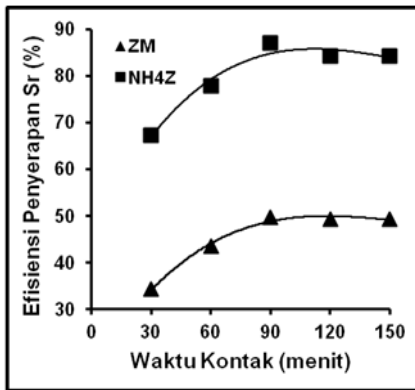
$$L = W/S.t \quad (4)$$

dimana: L : laju pelindihan (g cm⁻² hari⁻¹), W : berat nuklida dalam blok polimer-NH₄ zeolit bekas yang terlindih (g), S : luas permukaan blok polimer-NH₄ zeolit bekas (cm²), dan t : waktu pelindihan (hari)

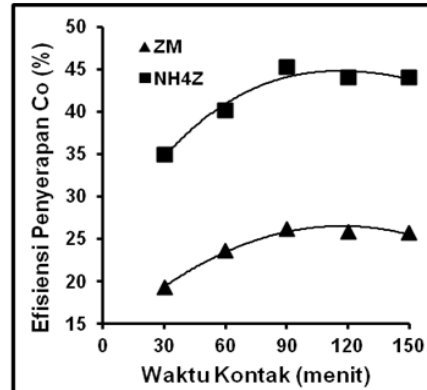
HASIL DAN PEMBAHASAN

Komposisi kimia zeolit murni Lampung yang dianalisis menggunakan X-ray Fluorecense (XRF) adalah SiO₂: 72,6; Al₂O₃: 12,4; Fe₂O₃ 1,19; Na₂O: 0,45; TiO₂: 0,16; MgO: 1,15; K₂O: 2,17; CaO: 3,56 % berat; SiO₂/ Al₂O₃ : 5,85 [17]. Dari komposisi terlihat bahwa ratio SiO₂/Al₂O₃ zeolit lampung tergolong zeolit dengan kadar Si sedang. Sebagai adsorben, katalis maupun penukar ion ratio Si/Al memegang peranan penting. Terkait dengan ratio Si/Al terdapat 3 kelompok zeolit, yaitu zeolit dengan kadar Si rendah mempunyai ratio Si/Al=1, zeolit dengan kadar Si sedang mempunyai rasio Si/Al = 5 dan zeolit dengan kadar Si tinggi mempunyai rasio Si/Al=10–100 [18]. Zeolit alam Lampung memiliki komposisi mineral 78 % Klinoptilolit, analsim 14 % dan modernit 8 %. Modernit merupakan salah satu zeolit alam dengan ratio Si/Al yang tinggi. Hal ini menyebabkan modernit memiliki stabilitas termal yang tinggi. Klinoptilolit memiliki atom Al sedikit sehingga kapasitas pertukaran ionnya kecil [17]. Hal ini berarti bahwa sebagian besar ion pusat struktur adalah silika yang bermuatan +4 dan mengikat 4 atom oksigen sehingga netral. Adanya ion Al yang bermuatan +3 menjadikan struktur tidak stabil dan menarik kation-kation disekitarnya untuk menetralkan muatan. Jenis klinoptilolit sangat baik digunakan sebagai penyaring molekul termasuk menyerap molekul-molekul dari limbah radioaktif [17]. Oleh karena itu zeolit alam lampung yang mengandung klinoptilolit cukup banyak ini dapat digunakan untuk mereduksi radionuklida yang terkandung dalam limbah radioaktif. Untuk meningkatkan efisiensi penyerapan radionuklida yang terdapat dalam limbah radioaktif maka telah dilakukan modifikasi zeolit alam menjadi NH₄ Zeolit dengan hasil seperti yang ditunjukkan pada Gambar 2-6.

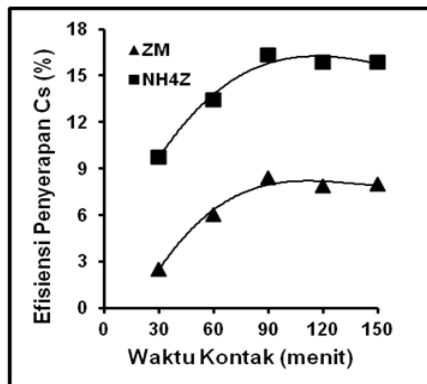
Pada Gambar 2-4 terlihat bahwa efisiensi penyerapan Sr, Co dan Cs oleh NH₄ zeolit lebih besar dari pada zeolit murni. Hal ini karena NH₄ zeolit merupakan unikation, sedangkan pada zeolit murni masih merupakan multikation. Zeolit dengan unikation memiliki kapasitas tukar kation (KTK) yang lebih tinggi dibandingkan dengan zeolit multi kation. Demikian juga pada pengaruh waktu kontak terhadap efisiensi penyerapan, tampak bahwa efisiensi penyerapan meningkat dengan meningkatnya waktu kontak baik untuk zeolit murni maupun untuk NH₄ zeolit. Hal ini terjadi karena semakin lama waktu kontak berarti reaksi semakin sempurna sampai dicapai kesetimbangan. Waktu kontak optimum dicapai pada waktu kontak 90 menit dengan efisiensi penyerapan Sr, Co dan Cs pada zeolit murni dan NH₄ zeolit masing-masing 49,76 dan 86,93 %; 26,16 dan 45,21% serta 8,39 dan 16,33 %.



Gambar 2 .Pengaruh Waktu Kontak Terhadap Efisiensi Penyerapan Sr oleh Zeolit dan NH₄ Zeolit



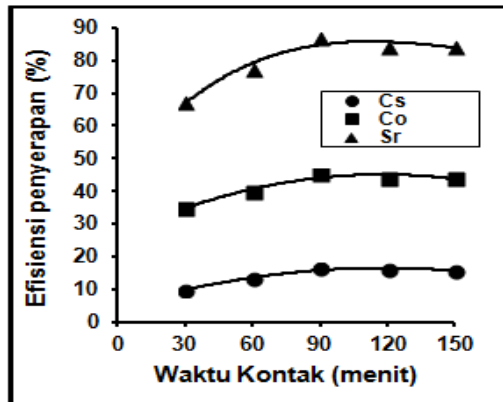
Gambar 3. Pengaruh Waktu Kontak Terhadap Efisiensi Penyerapan Co oleh Zeolit dan NH₄ Zeolit



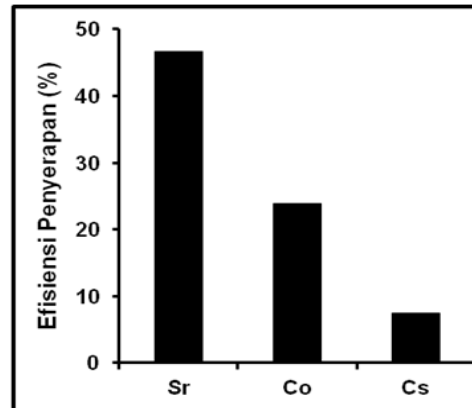
Gambar 4. Pengaruh Waktu Kontak Terhadap Efisiensi Penyerapan Cs oleh Zeolit dan NH₄ Zeolit.

Gambar 5 menunjukkan pengaruh waktu kontak terhadap efisiensi penyerapan Sr, Co dan Cs oleh NH₄ zeolit. Pada Gambar tampak bahwa efisiensi penyerapan NH₄ zeolit yang paling tinggi adalah terhadap Sr, kemudian Co dan yang paling rendah adalah efisiensi penyerapan terhadap Cs. Hal ini dapat diterangkan bahwa ion-ion divalent akan lebih kuat terserap dari pada ion-ion monovalent pada sorpsi radionuklida berkonsentrasi rendah. Selain itu jari-jari ion juga berkontribusi dalam proses penyerapan (pertukaran ion). Seperti diketahui bahwa jari-jari ion Sr²⁺, Co²⁺ dan Cs⁺ masing-masing 1,13; 0,99; dan 1,69 Å [19]. Semakin besar jari-jari ion maka akan lebih mudah terserap, sehingga untuk radionuklida divalen Sr dan Co maka Sr akan terserap lebih banyak dari Co. Oleh karena itu efisiensi penyerapan sesuai dengan urutan Sr²⁺ > Co²⁺ > Cs⁺.

Untuk mengetahui kompetisi penyerapan radionuklida Sr, Co dan Cs yang berada suatu larutan oleh NH₄ zeolit dalam waktu kontak 90 menit, maka diperoleh hasil seperti yang ditunjukkan pada Gambar 6. Sejalan dengan Gambar 5, pada Gambar 6 yaitu efisiensi penyerapan Sr, Co dan Cs yang berada dalam satu larutan terhadap NH₄ Zeolit tampak bahwa efisiensi penyerapan paling tinggi adalah Sr kemudian Co dan yang paling rendah adalah Cs masing-masing 46,65; 23,91 dan 7,47 %. Untuk masing-masing radionuklida, efisiensi penyerapan dalam campuran lebih rendah dibandingkan dengan efisiensi penyerapan masing-masing radionuklida secara terpisah. Hal ini menunjukkan adanya kompetisi dari ketiga radionuklida tersebut. Terlihat bahwa efisiensi penyerapan tertinggi adalah Sr sesuai dengan urutan Sr²⁺ > Co²⁺ > Cs⁺.



Gambar 5. Pengaruh Waktu Kontak Terhadap Efisiensi Penyerapan Sr, Co dan Cs oleh NH₄ Zeolit.



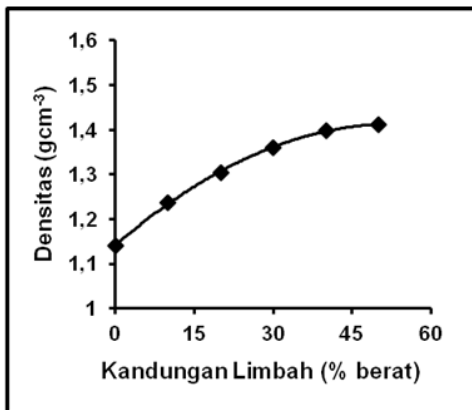
Gambar 6. Pengaruh Waktu Kontak Terhadap Efisiensi Penyerapan Campuran Sr, Co dan Cs oleh NH₄ Zeolit.

Terdapat beberapa faktor yang berpengaruh pada efisiensi penyerapan (termasuk didalamnya mekanisme pertukaran ion) antara lain [20]:

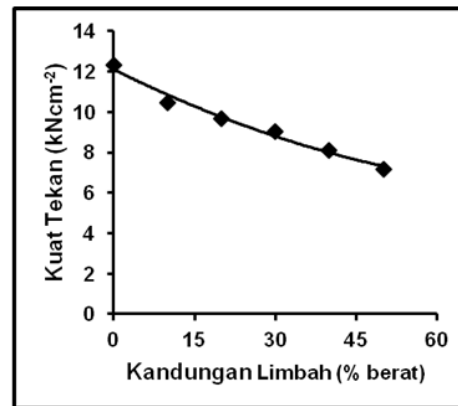
1. Dalam larutan dengan konsentrasi rendah, dan pada suhu kamar maka tingkat efisiensi penyerapan bertambah dengan bertambahnya valensi ion yang bertukar, seperti Na⁺ < Ca²⁺ < Al³⁺ < Th⁴⁺.
2. Pada kondisi yang serupa dan pada valensi yang konstan, untuk ion-ion yang univalen (bervalensi 1) tingkat pertukaran bertambah dengan berkurangnya ukuran ion terhidrasinya seperti Li⁺ < H⁺ < Na⁺ < NH₄⁺ < K⁺ < Rb⁺ < Cs⁺, sementara untuk ion divalen, semakin besar ukuran ion maka proses pertukaran akan meningkat seperti Ni²⁺ < Co²⁺ < Ca²⁺ < Sr²⁺ < Pb²⁺ < Ba²⁺.

Hasil imobilisasi NH₄ zeolit bekas dengan polimer poliester membentuk blok polimer-NH₄ zeolit bekas. Secara visual terlihat perbedaan warna pada polimer-NH₄ zeolit bekas yaitu untuk kandungan limbah 0 %, blok polimer-NH₄ zeolit bekas berwarna bening, hal ini karena belum bercampur dengan NH₄-zeolit bekas. Blok polimer-NH₄ zeolit bekas dengan kandungan limbah 10 – 50 % memiliki warna abu-abu, dan makin tinggi kandungan limbah, maka warna abu-abu nya semakin tua. Warna abu-abu yang timbul berasal dari warna NH₄-zeolit bekas.

Karakterisasi blok polimer-NH₄ zeolit bekas hasil imobilisasi ditunjukkan pada Gambar 7 dan 8. Gambar 7 menunjukkan pengaruh kandungan limbah terhadap densitas blok polimer-NH₄ zeolit bekas. Dalam gambar tampak bahwa semakin besar kandungan limbah maka densitas semakin tinggi. Hal ini terjadi karena semakin tinggi kandungan limbah maka semakin banyak NH₄-zeolit bekas dalam campuran polimer-NH₄ zeolit bekas. Amonium zeolit bekas memiliki masa yang lebih besar dibandingkan dengan masa polimer, sehingga semakin besar kandungan limbah maka semakin besar pula masa dari blok polimer-NH₄ zeolit bekas sedangkan volumenya tetap. Hal ini yang mengakibatkan densitas blok polimer-NH₄ zeolit bekas meningkat. Densitas hasil imobilisasi perlu diperhatikan karena besaran densitas menjadi pertimbangan dalam transportasi dan perancangan tempat penyimpanan sementara (*interm storage*), serta penyimpanan lestari (*disposal*) [21-22].



Gambar 7. Pengaruh Kandungan Limbah Terhadap Densitas Blok Polimer-NH₄ Zeolit Bekas.



Gambar 8. Pengaruh Kandungan Limbah Terhadap Kuat Tekan Blok Polimer-NH₄ Zeolit Bekas.

Gambar 8 menunjukkan pengaruh kandungan limbah terhadap kuat tekan blok polimer-NH₄ zeolit bekas hasil imobilisasi. Pada Gambar 8 tampak bahwa semakin besar kandungan limbah maka semakin kecil kuat tekannya. Adanya jumlah kandungan limbah yang semakin besar dan jumlah polimer yang semakin kecil, berarti rantai polimer yang terbentuk semakin pendek. Dengan rantai polimer yang semakin pendek dan volume limbah yang semakin besar maka tiap lapisan rantai polimer tidak cukup untuk mengungkung limbah sehingga kekuatan tekan menjadi turun. Hal ini juga dapat dijelaskan karena NH₄-zeolit yang ditambahkan ke polimer akan membentuk bahan komposit yang melemahkan kuat tekan polimer. Kuat tekan blok polimer-NH₄ zeolit bekas merupakan besaran yang perlu diketahui untuk mengevaluasi seberapa jauh blok polimer-NH₄ zeolit bekas mampu menerima beban tumpuk di tempat penyimpanan sementara maupun disposal juga mengevaluasi ketahanan blok polimer-NH₄ zeolit bekas jika jatuh pada saat *handling*.

Hasil pengujian pengaruh kandungan limbah terhadap laju pelindihan menunjukkan bahwa tidak terdeteksi adanya Sr, Co dan Cs yang terlindih keluar blok polimer-NH₄ zeolit bekas. Hal ini menunjukkan bahwa Sr, Co dan Cs telah terkungkung cukup kuat oleh NH₄ zeolit dan polimer. Laju pelindihan merupakan karakteristik hasil imobilisasi yang penting diketahui disamping untuk memilih komposisi polimer dan limbah yang baik juga untuk mengevaluasi kemampuan polimer dalam mengungkung radionuklida yang terdapat dalam limbah agar tidak mudah menyebar ke lingkungan.

Berdasarkan hasil karakterisasi blok polimer-NH₄ zeolit bekas seperti densitas, kuat tekan, dan laju pelindihan, maka blok polimer-NH₄ zeolit bekas dengan kandungan limbah 20 % merupakan hasil imobilisasi terbaik. Hal ini karena pada kandungan limbah 20 % berat perubahan kuat tekan dan densitasnya kecil sekitar 10 %. Blok polimer-NH₄ zeolit bekas dengan kandungan limbah lebih besar dari 20 % berat terjadi penurunan kuat tekan yang besar. Untuk kandungan limbah yang lebih besar dari 20 % maka densitas semakin besar. Jika densitas semakin besar, maka berat limbah semakin besar, sehingga transportasi, penyimpanan dan disposalnya mahal. Oleh karena itu dipilih kandungan limbah 20 % berat, dengan pertimbangan keselamatan lebih diutamakan daripada penghematan tempat penyimpanan limbah radioaktif.

Laju pelindihan pada kandungan limbah 20 % tidak terdeteksi artinya sangat kecil sekali jika dibandingkan dengan harga laju pelindihan untuk standar hasil imobilisasi menggunakan polimer yaitu 10⁻⁷ - 10⁻⁴ [23]. Adanya penghalang ganda untuk lepasnya unsur dari blok polimer-NH₄ zeolit bekas yaitu NH₄-zeolit dan polimer akan memperkecil lepasnya unsur-unsur. Hal ini berarti faktor keselamatannya lebih tinggi karena lebih sedikit radionuklida yang lepas ke lingkungan.

KESIMPULAN

Proses penyerapan hasil belah dan produk korosi yang terkandung dalam air pendingin primer reaktor akan lebih efektif dilakukan dengan NH_4 zeolit dibandingkan dengan zeolit murni. Jumlah Sr, Co dan Cs yang dapat terserap oleh NH_4 zeolit pada waktu kontak yang optimum 90 menit sesuai dengan urutan $\text{Sr} > \text{Co} > \text{Cs}$ artinya hasil belah Sr terserap paling besar dibandingkan dengan Co dan Cs. Hasil karakterisasi blok polimer – NH_4 zeolit bekas menunjukkan bahwa semakin besar kandungan limbah maka densitas semakin besar, kuat tekan semakin kecil dan tidak terdeteksi laju pelindihan Sr, Co dan Cs. Berdasarkan pengujian densitas, kuat tekan, dan laju pelindihan blok polimer– NH_4 zeolit bekas, maka hasil imobilisasi terbaik diperoleh pada blok polimer– NH_4 zeolit bekas dengan kandungan limbah 20 %berat. Sebagai pendamping proses evaporatorasi limbah cair, maka Amonium Zeolit dapat dimanfaatkan sebagai alternatif pengolahan limbah air pendingin reaktor di Instalasi Pengolahan Limbah Radioaktif (IPLR).

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. http://www.hk-phy.org/energy/power/print/nuclear_phy_print_e.html, *Nuclear Power* (Agustus 2010)..
- [2]. <http://large.stanford.edu/courses/2011/ph241/omar1/>, *Suraya Omar, Nuclear Reactor Coolants* (Januari 2011).
- [3]. Mulyaningsih, T.R., Pengukuran Radioaktivitas Pendingin Primer RSG-GAS Pada Saat Beroperasi, *Jurnal Teknologi Reaktor Nuklir*, Vol 3(1), hal 46-56, (2001).
- [4]. PTLR, *Laporan Analisis Keselamatan rev.6*, PTLR, Serpong, (2009).
- [5]. Las, T., Zamroni, H., Penggunaan Zeolit dalam Bidang Industri dan Lingkungan, *Jurnal Zeolit Indonesia*, Vol.1, hal.23-26, (2002).
- [6]. Scottcott, M.A., et.al., *Handbook of Zeolite Science and Technology*, New York, (2003).
- [7]. Zamroni, H., Kestabilan Panas Dan Kimia Zeolit, Prosiding Pertemuan dan Presentasi Ilmiah Teknologi Pengolahan Limbah I, hal.117-122, PTLR, Serpong, (1997).
- [8]. Yu, A., Lonin, A.P, Investigation of Radionuclide ^{137}Cs Sorption by Natural and Synthetic Zeolites, *Problems of Atomic Science And Technology, Nuclear Physics Investigations*, Vol.44, p.82-84, (2004).
- [9]. Yildiz,B., Erten, H.N., Kis, M., The Sorption Behavior of CS^+ Ion on Clay Minerals and Zeolite in Radioactive Waste Management: Sorption Kinetics and Thermodynamics, *J Radioanal Nucl Chem*, Vol.288, p.475–483, (2011).
- [10]. Zamroni, H., Las, T., Pembuatan Mn-Zeolit Untuk Penyerapan Limbah Radioaktif ^{90}Sr Dan Limbah Fe, Prosiding Hasil Penelitian P2PLR Tahun 2000, hal.102-107, P2PLR, Serpong, (2001).
- [11]. Nurimaniwathy, Tri Suyatno, Reduksi Kadar Cr dan Ni dalam Limbah Cair Menggunakan Zeolit Alam Dari Bayah Jawa Barat, Prosiding Seminar Nasional Penelitian dan Pengelolaan Perangkat Nuklir, hal. 491-496, PTAPB, Yogyakarta, (2006).
- [12]. Dian Anggraini, Siti Amini, Yusuf Nampira, Noviarty, Pemanfaatan Zeolit Lampung Untuk Penukar Kation Cs Dari Larutan Radioaktif Hasil Fisi, Prosiding Presentasi Ilmiah Daur Bahan Bakar Nuklir VI, hal. 229-233, P2TBDU, Jakarta, (2001).
- [13]. Firda, R., *Imobilisasi Zeolit Bekas Sebagai Penyerap Limbah Rafinat Dari Produksi Molibdenum 99 Dengan Polimer*, Tugas Akhir, Program Studi Teknik Lingkungan, UNDIP, Semarang, (2009).
- [14]. JIS R 3105, *Methods for Chemical Analysis of Borosilicate Glasses*, JSA, Japan, (1995).
- [15]. JIS K0058-1, *Leaching Test Methods*, JSA, Japan, (2009).
- [16]. Crancovic, M.G., *Materials Characterization*, ASM Handbook, 9th ed , 10, , ASM, USA, (1992).
- [17]. Aditya Zulfa, *Uji Adsorpsi Gas Karbon Monooksida (CO) Menggunakan Zeolit Alam Malang dan Lampung*, Skripsi S-1, Teknik Kimia, Universitas Indonesia, Jakarta, (2011).
- [18]. <http://kimia.unnes.ac.id/kasmui/komputasi/artikel-zainal.pdf>, *Kasmui, Zaenal, M., Woro Sumarni, Kajian Pengaruh Variasi Rasio Si/Al Dan Variasi Kation Terhadap Perubahan Ukuran Pori Zeolit Y Dengan Menggunakan Metode Mekanika Molekuler* (Februari 2011).
- [19]. Masterton, W.L., Bolocofsky, D., Tei Pei Lee, Ionic Radii From Scaled Particle Theory Of The Salt Effect, *J. Phys. Chem.*, Vol.75 (18), p. 2809–2815, (1971).
- [20]. Hadyana, P., Setiono, L., *Buku Ajar Vogel: Kimia Analisis Kuantitatif Anorganik*, Buku Kedokteran EGC, Jakarta, (1994).

- [21]. JNC, *Second Progress Report on Research and Development for Geological Disposal of HLW in Japan*, JNC, Japan, (2000).
- [22]. IAEA, *Chemical Durability and Related Properties of Solidified High Level Waste Form*, Technical Report Series No. 257, IAEA, Vienna, (1985).
- [23]. Martono H, Aisyah, Penerapan Vitrifikasi Dan Polimerisasi Pada Pengolahan Limbah Cair Aktivitas Rendah Dari Pembangkit Listrik Tenaga Nuklir, Prosiding Seminar Nasional XII, Jasakiai, hal. 505-512, Jogjakarta, (2009).

OPTIMASI PENEMPATAN DISPOSAL DEMO DALAM LINGKUNGAN GEOLOGI KAWASAN NUKLIR SERPONG

Sucipta

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif - BATAN

ABSTRAK

OPTIMASI PENEMPATAN DISPOSAL DEMO DALAM LINGKUNGAN GEOLOGI KAWASAN NUKLIR SERPONG. Untuk memenuhi kebutuhan penyimpanan akhir sebagai fasilitas nasional pelayanan pengelolaan limbah radioaktif non PLTN dan sebagai demo-plant, akan dibangun dan dioperasikan fasilitas *near surface disposal* (NSD) di Kawasan Nuklir Serpong. Penyediaan fasilitas tersebut wajib mempertimbangkan aspek keselamatan masyarakat dan lingkungan. Untuk itu maka perlu dilakukan optimasi penempatan fasilitas disposal dalam lingkungan geologi berdasarkan data limbah dan data lingkungan geologi tapak sehingga sesuai dengan daya dukung lahan maupun keselamatan lingkungan. Aspek lingkungan geologi yang perlu dipertimbangkan meliputi geomorfologi, litostratigrafi, struktur geologi, geologi teknik, hidrogeologi dan potensi bencana geologi. Sasaran akhir penelitian adalah diperoleh disain fasilitas penyimpanan lestari limbah radioaktif aktivitas rendah, yang dirancang memenuhi kriteria keselamatan, yang siap untuk dilakukan konstruksi dan operasi. Berdasarkan data limbah dan karakteristik lingkungan geologi tapak Kawasan Nuklir Serpong, telah dilakukan optimasi penempatan disposal demo yang sesuai. Disposal demo yang diusulkan adalah tipe NSD dengan layout berbentuk bujur sangkar berukuran 34,60 m x 34,60 m dan tinggi 4,5 m, ditempatkan pada kedalaman 2 m dan gundukan (termasuk penutup) setinggi 2,5 m. NSD berada pada *residual soil*, dengan jarak antara fondasi dan muka air tanah terdangkal sebesar minimum 4 m. Konsep teknologi fasilitas NSD terdiri dari dua *vault* kompartemen kembar beton bertulang (*reinforced concrete vault*) yang dilengkapi dengan semua sistem pendukungnya. *Vault* sisi kiri untuk menampung paket limbah dalam *shell* beton 950 l sebanyak 72 *shell* beton dengan susunan lajur 6, baris 6 dan tumpukan 2. *Vault* sisi kanan untuk menampung paket limbah dalam drum 200 l sebanyak 675 drum dengan susunan lajur 15, baris 15 dan tumpukan 3.

Kata kunci : optimasi, penempatan, disposal, lingkungan geologi

ABSTRACT

OPTIMIZATION OF DEMONSTRATION DISPOSAL PLACEMENT IN THE GEOLOGICAL ENVIRONMENT AT SERPONG NUCLEAR AREA. To meet the need of disposal as a national facility in services of non NPP radioactive waste management and as a demonstration plant, the *near surface disposal* (NSD) facility will be constructed and operated at Serpong Nuclear Area. The facility shall consider safety aspects of the public and the environment. So that, the optimization of disposal placement in the geological environment needs to be performed based on the data of waste and geological environment of the site to meet the suitability with the land capability and environmental safety. The aspects of environmental geology that must be considered are geomorphology, lithostratigraphy, geological structure, engineering geology, hydrogeology and potency of geological hazards. The end target of the study is to obtain the design of low level radioactive waste disposal facility, that is designed to meet the safety criteria, and ready to be constructed and operated. Based on the data of waste and characteristic of geological environment of Serpong Nuclear Area, the suitable optimization of demonstration disposal placement has been performed. The proposed demonstration disposal is NSD type with layout as a square 34,60 m x 34,60 m and 4,5 m in height, placed on 2 m depth and mound (include cover) 2,5 m. NSD located on residual soil zone, with minimum distance between base of foundation to highest groundwater level is 4 m. The proposed technological concept of NSD facility consists of two reinforced concrete vault, completed with all supporting system. Left vault to accommodate 72 waste packages in concrete shell 950 l with configuration 6 line, 6 column and 2 overlay. Right vault is to accommodate 675 waste packages in drum 200 l with configuration 15 line, 15 column and 3 overlay.

Keywords : *optimization, placement, disposal, geological environment*

PENDAHULUAN

Sebagai langkah antisipasi untuk pemenuhan kebutuhan penyimpanan akhir (*disposal*) limbah radioaktif dari kegiatan riset, medis dan industri maka perlu dipersiapkan penyediaan fasilitas *near surface disposal* (NSD), yang juga sekaligus untuk melengkapi fasilitas nasional pelayanan pengelolaan limbah radioaktif non PLTN di Indonesia. Fasilitas tersebut juga dirancang agar dapat digunakan sebagai *demonstration plant* (disposal demo = DD) yang merupakan wujud nyata kehandalan unjuk kerja sistem disposasi. Penyediaan fasilitas NSD tersebut wajib mempertimbangkan aspek keselamatan masyarakat dan lingkungan.

Sesuai dengan prinsip *co-location* (kerjasama lokasi), maka fasilitas NSD untuk limbah aktivitas rendah yang berasal dari non PLTN, yang pengolahan dan penyimpanan sementara di KNS, maka telah diperoleh tapak yang berada di dalam di Kawasan Nuklir Serpong (KNS).

Penyimpanan lestari limbah radioaktif ditujukan untuk mengungkung limbah sehingga tidak menimbulkan paparan radiasi yang membahayakan manusia dan lingkungan. Tingkat pengungkungan yang diharapkan dapat diperoleh dengan mengimplementasikan berbagai metode disposasi, antara lain dengan model dekat permukaan (*near surface disposal=NSD*) sebagai pilihan yang telah umum digunakan di beberapa negara [1]. Fasilitas tersebut diperuntukkan bagi limbah aktivitas rendah dan menengah tanpa radionuklida berumur panjang.

Pengalaman menunjukkan bahwa pengungkungan yang efektif dan aman terhadap limbah tergantung pada unjuk kerja sistem disposasi secara keseluruhan, yang terdiri dari tiga komponen atau *barrier* utama yaitu : tapak, fasilitas disposasi dan kemasan limbah. NSD juga memerlukan kendali institusional secara aktif seperti *monitoring* (pemantauan) dan *maintenance* (pemeliharaan).

Kesesuaian tapak akan sangat tergantung pada kondisi lingkungan geologi-nya. Tata lingkungan geologi suatu tapak harus memiliki kemampuan untuk mengungkung limbah dan membatasi pelepasan radionuklida ke biosfer. Selain itu juga harus berkemampuan menjamin stabilitas jangka panjang sistem disposasi dan cukup memadai untuk menampung volume limbah serta fasilitas *engineered barrier-nya*.

Untuk mencapai sasaran itu maka perlu dilakukan optimasi penempatan fasilitas disposasi dalam lingkungan geologi KNS berdasarkan data limbah dan data lingkungan geologi tapak sehingga sesuai dengan daya dukung lahan maupun keselamatan lingkungan. Aspek lingkungan geologi yang perlu dipertimbangkan meliputi geomorfologi, litostratigrafi, struktur geologi, geologi teknik, hidrogeologi dan potensi bencana geologi.

Tujuan penelitian ini adalah untuk mendapatkan konsep penempatan fasilitas disposasi demo yang optimal sesuai data lingkungan geologi tapak yang berkaitan dengan daya dukung lahan dan keselamatan fasilitas NSD (tahun 2012).

Sasaran akhir penelitian adalah diperoleh disain fasilitas penyimpanan lestari limbah radioaktif aktivitas rendah, yang dirancang memenuhi kriteria keselamatan, yang siap untuk dilakukan konstruksi dan operasi (tahun 2013).

Tapak SP-4 di dalam Kawasan Nuklir Serpong telah diteliti oleh beberapa peneliti terdahulu [2-5]. Studi pertimbangan geologi dalam pemilihan tapak NSD di PPTN Serpong telah dilakukan oleh SUCIPTA (2002) dengan hasil kesesuaian sedang [2]. SUCIPTA dkk, 2005 [3] telah menyusun konsep awal teknologi disposasi limbah radioaktif di PPTN Serpong. Rekomendasi dari IAEA Expert Mission pada tahun 2008 menyatakan bahwa tapak KNS bisa diterima sebagai tapak NSD dengan pembatasan umur radionuklida yang terkandung dalam limbah radioaktif yang di-*dispose*. Dari hasil pemilihan tapak potensial untuk disposasi limbah radioaktif di P. Jawa telah disimpulkan bahwa tapak KNS termasuk yang memiliki potensi untuk disposasi limbah radioaktif tingkat rendah dan sedang khususnya sebagai disposasi demo tipe NSD [4]. Pengkajian keselamatan rencana fasilitas disposasi demo limbah radioaktif tingkat rendah dengan perangkat lunak PRESTO telah dilakukan oleh SUCIPTA dan DADANG SUGANDA, 2012 [5], dengan hasil bahwa paparan radiasi lingkungan jauh di bawah ambang batas yang telah ditentukan.

TINJAUAN PUSTAKA

Kriteria Tapak Disposasi Limbah Radioaktif

Kriteria umum dan kriteria keselamatan NSD diadopsi dan disusun berdasarkan ketentuan IAEA, Peraturan Pemerintah dan pendapat para pakar [6, 7, 8, 9, 11, 12, 13, 14].

Secara lebih rinci dapat dirumuskan kriteria lingkungan tapak NSD sebagaimana tertera pada Tabel 1.

Konsep Teknologi *Near Surface Disposal* (NSD)

Prinsip dasar dari disposal adalah bahwa fasilitas tersebut ditempatkan, dirancang, dibangun, dioperasikan, ditutup dan didekomisioning sedemikian rupa sehingga pekerja, masyarakat dan lingkungan hidupnya terlindung dari bahaya radiologi. Lahan untuk tapak disposal dipilih yang memenuhi kriteria keselamatan sehingga dapat mengungkung radionuklida dalam limbah, mampu menahan lepasan radionuklida tersebut ke biosfer dan mampu menyangga beban repositori beserta limbahnya [1].

Tabel 1. Deskripsi kriteria lingkungan geologi tapak disposal limbah radioaktif [6,7,8,9 11,12,13,14]

NO.	PARAMETER	KETERANGAN
1.	Geomorfologi	1). Bentuk lahan tidak berbukit dan bukan lembah 2). Kelerengan kecil (<5°) 3). Intensitas proses geomorfologi kecil
2.	Litologi dan Stratigrafi	1). Permeabilitas rendah 2). Sifat adsorpsi baik 3). Kompak, keras dan homogen Perlapisan relatif sederhana
3.	Struktur geologi	Struktur geologi relatif sederhana
4.	Hidrologi dan Hidrogeologi	Hidrologi 1). Aliran permukaan kecil 2). Jauh dari tubuh air permukaan Hidrogeologi 1). Muka air tanah >4 m dari dasar fondasi disposal 2). Laju aliran rendah 3). Pola aliran air tanah sederhana
5.	Bencana alam geologi	Tidak ada (kecil) ancaman bahaya gempa bumi Tidak ada aktivitas dan ancaman bahaya gunungapi Tidak ada (kecil) potensi terjadinya erosi, gerakan tanah dan banjir

Air merupakan media transport utama bagi radionuklida, sehingga kontrol terhadap air permukaan dan air tanah merupakan hal yang sangat penting. Rekayasa sipil atau struktur dapat digunakan untuk menahan kemungkinan infiltrasi air hujan dan air permukaan menjadi minimum, maka harus disediakan sistem drainase yang memadai. Sistem tersebut harus bisa menjamin efisiensi dan pergerakan cepat air hujan serta mencegah banjir dan erosi.

Desain repositori seperti halnya *waterproofing* seharusnya mengacu pada pengalaman sistem disposal yang telah ada, yaitu meliputi [9,10 14,15] : a) *Backfilling and compacting*; b) *Effective thickness and type(s) of cover*; c) *Surface treatment* untuk menahan erosi dan mencegah lepasnya partikulat melalui gas atau evapotranspirasi; d) Pencegahan akumulasi air dalam repositori; dan e) Menghindarkan air permukaan.

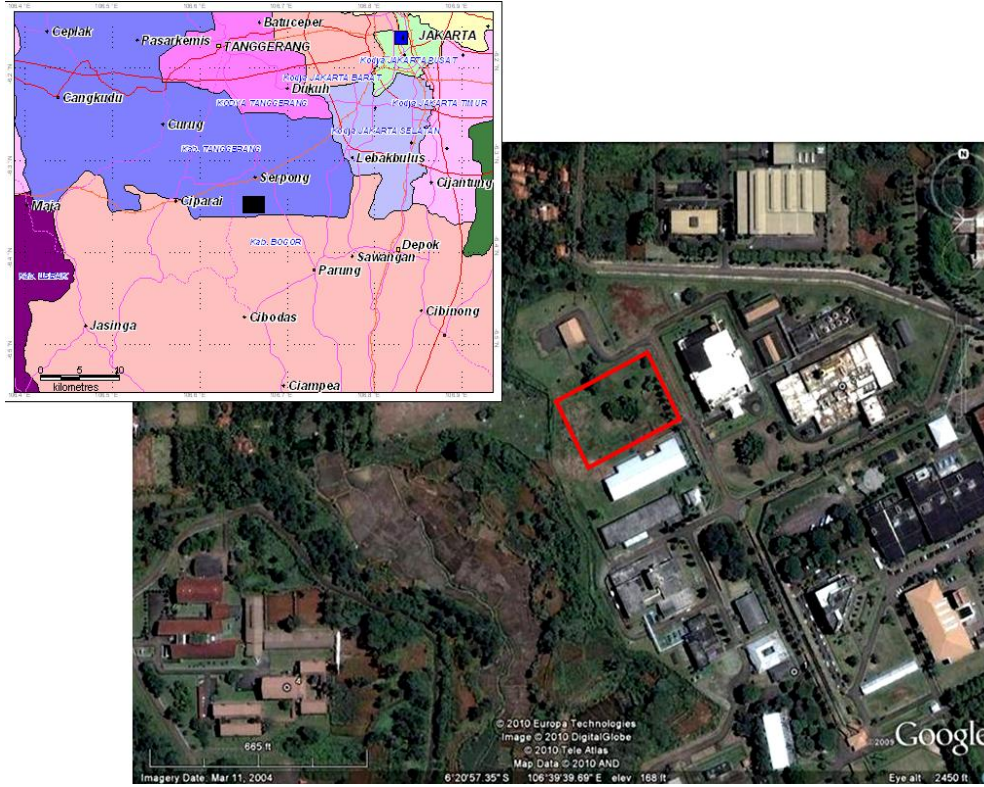
Fasilitas disposal seharusnya meliputi fasilitas penerimaan limbah, penyimpanan sementara, penyimpanan lestari (disposal), laboratorium, fasilitas lain-lain (kondisioning limbah, ruang ganti pakaian, dekontaminasi personil, shelter, pemantauan personil dan lingkungan, *checking* dan perbaikan peralatan monitoring dan *handling*, dekontaminasi peralatan, pengamanan fisik, pagar dan kontrol akses, deteksi dan pemadam kebakaran, penanganan medis darurat, dan aktivitas administrasi).

TATA KERJA

Lokasi Penelitian

Lokasi penelitian berada di dalam Kawasan Nuklir Serpong (KNS) yang termasuk dalam Kawasan PUSPIPEK Serpong (KPS) dengan wilayah berbentuk relatif persegi panjang

berukuran 90 m x 70 m, dengan posisi lokasi sekitar 6°20'55,42" LS / 106°39'40,05" BT, 6°20'54,31" LS/ 106°39'42,62" BT, 6°20'57,49" LS/ 106°39'40,06" BT dan 6°20'56,15" LS/ 106°35'43,61" BT (Gambar 1). Secara administrasi pemerintahan daerah penelitian termasuk dalam wilayah Desa Setu, Kecamatan Setu, Kota Tangerang Selatan, Propinsi Banten.



Gambar 1. Calon tapak disposal demo dalam Kawasan Nuklir Serpong

Ruang Lingkup

Ruang lingkup penelitian optimasi penempatan disposal demo dalam lingkungan geologi KNS ini meliputi aspek kriteria keselamatan disposal limbah radioaktif, aspek limbah radioaktif, aspek tapak dan aspek optimasi penempatan disposal demo dalam lingkungan geologi tapak KNS.

Bahan

Bahan yang digunakan dalam penelitian ini adalah berupa data limbah, peta rupa bumi, peta geologi, peta geologi lingkungan, data geologi teknik dan data hidrologi/hidrogeologi.

Metode

Penelitian ini dilaksanakan dengan metode observasi dan deskriptif dengan ruang lingkup studi pustaka, survey terestrial, pengumpulan dan analisis serta evaluasi data tapak (Gambar 2). Aspek lingkungan geologi yang dipertimbangkan meliputi geomorfologi, litostratigrafi, struktur geologi, geologi teknik, hidrogeologi dan potensi bencana geologi.

LANGKAH KERJA	DATA MASUKAN (INPUT)			HASIL YANG DIHARAPKAN
	DATA NON LAPANGAN	DATA LAPANGAN	DATA LAB.	
TAHAP PRA LAPANGAN <ul style="list-style-type: none"> • Kriteria tapak NSD • Studi data sekunder • Interpretasi peta terkait • Rencana kerja lapangan 	<ul style="list-style-type: none"> • Peta rupa bumi • Peta geologi • Data geologi teknik • Data geologi lingk. • Data hidrologi • Data hidrogeologi • Data klimatologi • Data penggunaan lahan 			Gambaran tentang geomorfologi, litostratigrafi, struktur geologi, geologi teknik, hidrologi, hidrogeologi dan potensi bencana geologi Penentuan awal kedudukan disposal
TAHAP KERJA LAPANGAN <ul style="list-style-type: none"> • Pengenalan medan • Pengumpulan data lapangan • Pengecekan hasil 		Data lapangan tentang letak-aksesibilitas-luas, geologi teknik, geologi lingkungan		Kondisi letak-akses-luas, geomorfologi, geologi teknik, geologi lingkungan, hidrologi, hidrogeologi dan potensi bencana geologi
TAHAP PASCA LAPANGAN <ul style="list-style-type: none"> • Analisis lab. • Analisis optimasi • Pembuatan peta, tabel, gambar, disain, laporan 			Data batuan, tanah, air permukaan dan air tanah	Penempatan Optimal Disposal Demo dalam Lingkungan Geologi Kawasan Nuklir Serpong

Gambar 2. Diagram alir kegiatan penelitian

HASIL DAN PEMBAHASAN Limbah Radioaktif

Limbah radioaktif non PLTN di Indonesia berasal dari reaktor riset, aplikasi isotop untuk bidang kesehatan dan industri, serta sumber lain seperti dari fasilitas produksi radioisotop, fasilitas elemen bakar dan instalasi radiometalurgi [11 16].

Status saat ini (akhir 2011) telah tersimpan limbah olahan sebanyak 840 drum 200 l dan 102 shell beton 950 l. Berat paket limbah dalam drum sekitar 0,486 ton dan paket limbah dalam wadah shell beton sebesar 6,4 ton.

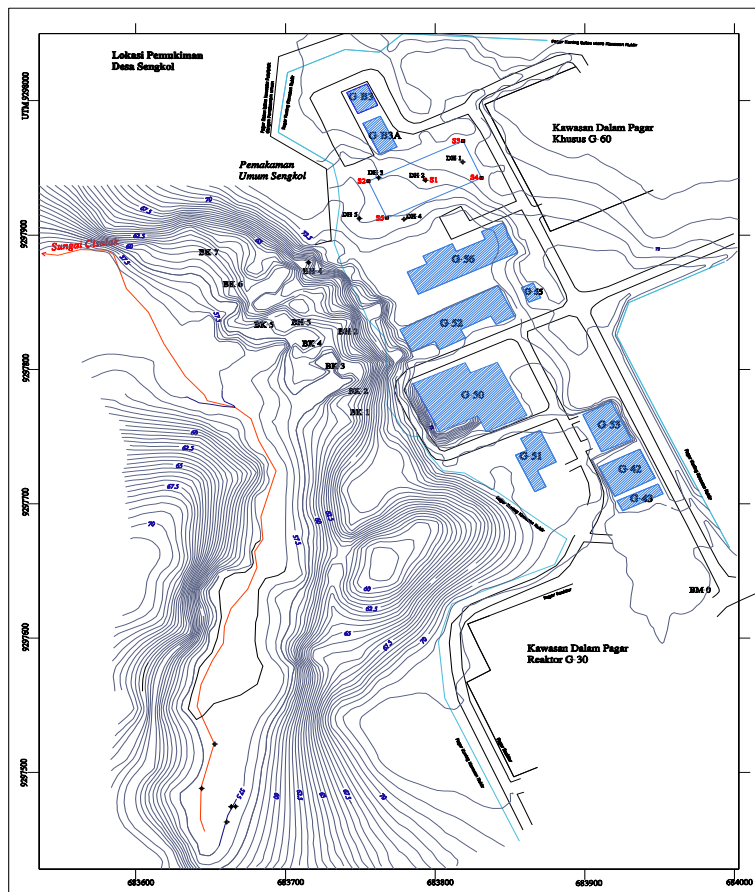
Berdasarkan pengujian mekanis terhadap shell beton diperoleh hasil [11 16]: densitas $2,35 \text{ g/cm}^3$ dan kuat tekan 4032 kg/cm^2 . Dari hasil uji mekanis dengan memperhatikan paparan limbah radioaktif, serta faktor keamanan disain sebesar 3, maka kemasan limbah dalam shell beton 950 l dapat disusun vertikal sebanyak 9 tumpukan. Dimensi wadah limbah dalam bentuk drum adalah diameter 60 cm dan tinggi 85 cm, sedangkan yang dalam bentuk shell beton berdiameter 1,4 m dan tinggi 1,3 m.

Tabel 2. Inventori limbah radioaktif di Interim Storage PTLR yang siap untuk ditempatkan dalam disposal (2011) [11 16]

NO.	TIPE LIMBAH	INVENTORI
1	Konsentrat hasil evaporasi	19 shell beton 950 l
2	Resin bekas	83 shell beton 950 l
3	Limbah padat tersementasi	514 drum 200 l
4	Limbah padat terkompaksi	326 drum 200 l

Tapak Geomorfologi

Lokasi penelitian daerah Kawasan Nuklir Serpong dan sekitarnya, secara fisiografis terletak di cekungan Jawa Barat bagian utara yang merupakan daerah peralihan antara Zona Bogor dengan dataran rendah Jakarta [12]. Struktur geologi daerah ini umumnya berarah jurus baratlaut-tenggara (NW-SE).



Gambar 3. Peta topografi daerah tapak disposal demo dan sekitarnya [14]

Menurut klasifikasi bentuklahan yang disusun oleh ZUIDAM & ZUIDAM-CANCELADO [13], secara genesa daerah penelitian dapat dikelompokkan sebagai satuan geomorfologi dataran bergelombang fluvio-vulkanik. Daerah penelitian berada pada ketinggian antara 72,5 m s/d 75 m, dengan bentuklahan dataran hingga miring sangat landai (Gambar 3).

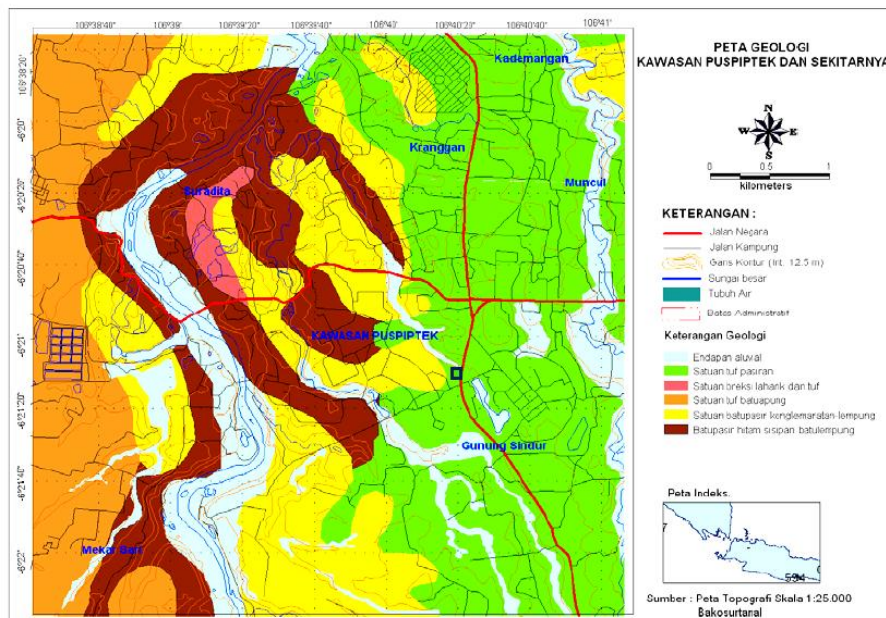
Proses-proses geomorfik yang potensial terjadi adalah pelapukan dan erosi, baik erosi alur (*rill erosion*) maupun erosi lembaran (*sheet erosion*), terutama pada tempat-tempat yang tak tertutup vegetasi.

Litologi dan Stratigrafi

Geologi daerah penelitian menurut TURKANDI dan kawan-kawan, 1992 [15] terdiri dari (dari tua ke muda) : Formasi Bojongmanik (umur Miosen awal), Formasi Genteng (umur Mio-Pliosen), Formasi Serpong (umur Pliosen), kipas aluvium (umur Plistosen) dan aluvium (umur Holosen).

Formasi Bojongmanik berupa perselingan batupasir dan batulempung dengan sisipan batugamping. Formasi Genteng terdiri dari tuf batuapung, batupasir tufan, breksi andesit, konglomerat dan sisipan batulempung tufaan.

Formasi Serpong tersusun oleh perselingan konglomerat, batupasir, batulanau, dan batulempung dengan sisa tanaman, konglomerat batuapung dan tuf batuapung. Kipas aluvium terdiri dari tuf halus berlapis, tuf pasir, berselingan dengan tuf konglomeratan, sedangkan endapan aluvium tersusun oleh lempung, lanau, pasir, kerikil, kerakal dan bongkah. Peta geologi daerah penelitian dapat dilihat pada Gambar 4.



Gambar 4. Peta geologi tapak disposal demo dan daerah sekitarnya [14].

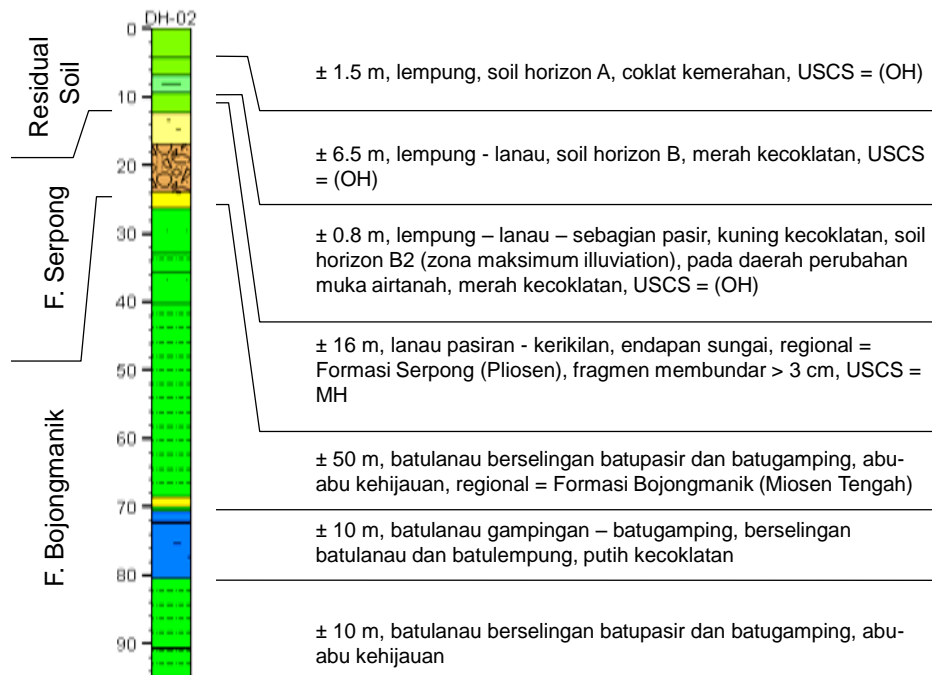
Struktur Geologi

Menurut hasil pengamatan di lapangan, tidak ditemui adanya struktur geologi pada calon tapak disposal demo. Tetapi di sekitar daerah penelitian dijumpai struktur geologi kekar, sesar dan ketidakselarasan.

Geologi Teknik

Berdasarkan hasil pekerjaan dan analisis pondasi maka didapatkan kesimpulan sebagai berikut [14]. Tanah di lokasi calon tapak berdasarkan *unified soil classification system* (USCS) dapat diklasifikasikan termasuk dalam kelas OH dan MH yaitu lempung organik dan lanau anorganik dengan kompresibilitas tinggi (Gambar 5).

Daya dukung tanah untuk pondasi dangkal dengan bentuk pondasi jalur/bujur sangkar/lingkaran didapatkan kisaran dengan nilai maksimal 234 kPa. Penggunaan pondasi dangkal tidak begitu ideal dikarenakan tanah mempunyai kompresibilitas, aliran airtanah, dan variasi level muka airtanah yang tinggi, sehingga dapat mempengaruhi daya dukung. Daya dukung tanah untuk pondasi dalam dihitung pada kedalaman antara 8 sampai 20 meter dan didapatkan nilai antara 91 sampai 835 kPa. Daya dukung tanah memenuhi persyaratan untuk mendukung struktur bangunan yang diperkirakan berkisar pada 270 kPa.



Gambar 5. Log litologi lubang bor DH-02 yang berada relatif di tengah tapak [14]

Perhitungan penurunan (*settlement*) dihitung pada titik tengah bangunan untuk posisi pondasi dalam pada kedalaman 20 meter. Penurunan total didapatkan nilai 3.17 mm atau aman untuk kriteria penurunan.

Berdasarkan metoda RMR yang banyak digunakan pada pekerjaan ekskavasi dalam, batuan dilokasi calon tapak mempunyai nilai RMR antara 31 – 60 atau dalam kelas *poor – fair rock*. Berdasarkan nilai ini maka *stand up time* (lama waktu sebelum keruntuhan) akan pendek dan harus digunakan *support* yang baik dalam konstruksi NSD pada lubang bor. *Support* dapat berupa pipa pelindung metal atau *reinforced concrete*. Berdasarkan analisis XRD, batuan secara mineralogi mengandung kalsit, dolomit, dan *montmorillonite*.

Hidrologi dan Hidrogeologi

Daerah penelitian Kawasan PUSPI TEK Serpong dan sekitarnya termasuk dalam DAS Cisadane. Air hujan yang turun di dalam DAS tersebut sebagian akan mengalir sebagai *run-off* (limpasan permukaan), sebagian meresap ke dalam tanah (infiltrasi) dan sebagian akan teruapkan ke atmosfer (evaporasi). Di sebelah barat (jarak 175 m) dari daerah penelitian dijumpai tubuh air permukaan berupa sungai, yaitu K. Cisalak, yang merupakan bagian hilir dari aliran permukaan yang berasal dari tapak disposal demo. Hasil pengamatan debit sungai Cisalak bulan Mei tahun 2011 merupakan debit yang tertinggi yaitu 176.8 l/detik dan bulan Oktober 2011 merupakan debit terendah yaitu 23 l/detik [16].

Sungai besar yang ada yakni S. Cisadane, berada sejauh lebih kurang 680 m di sebelah barat daerah penelitian. Kali Cisalak mengalir ke arah utara-baratlaut yang kemudian bermuara ke S. Cisadane yang mengalir relatif ke utara.

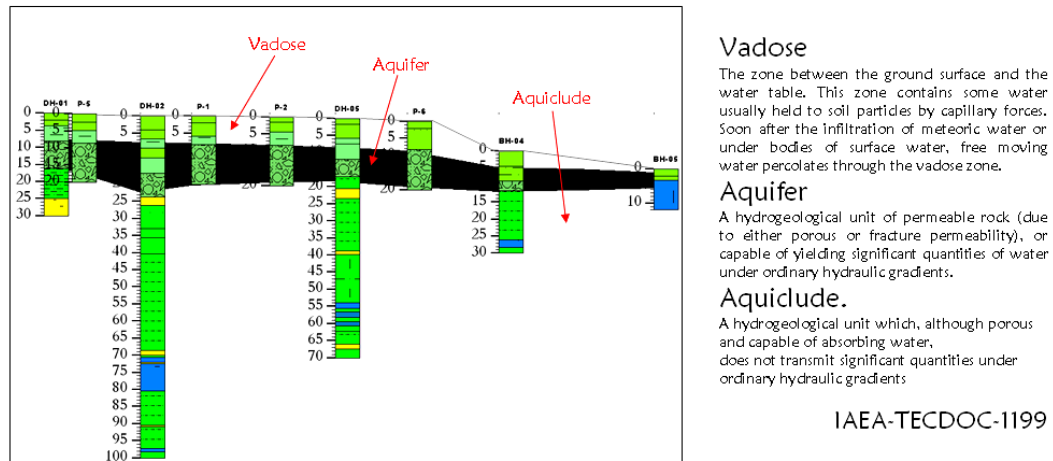
Hasil dari studi hidrogeologi dan karakterisasi akuifer yaitu diketahuinya sistem hidrogeologi untuk zona *vadose* (di atas muka airtanah) dan zona saturasi (di bawah muka airtanah) sebagai berikut (Gambar 6) [14] :

1) Zona vadose

Muka air tanah (MAT) bervariasi pada kedalaman 9 – 8 meter. Pada saat hujan deras, infiltrasi kemungkinan terjadi sangat lambat dan menjadikan terjadinya naiknya muka airtanah. Kandungan air (*moisture content/Wn*) sangat tinggi menunjukkan adanya aliran kapiler atau *suction* yang besar pada lempung.

2) Zona tersaturasi

Zona tersaturasi terbagi dalam dua bagian yaitu zona akuifer pada lapisan lanau kerikilan/*gravelly silt* dan zona *aquiclude/semi aquiclude* pada lapisan batulanau, batupasir, dan batugamping lanauan. Zona akuifer yang langsung berada di bawah zona *vadose* dengan sistem airtanah bebas/tidak tertekan mempunyai permeabilitas dan aliran airtanah yang tinggi. Nilai permeabilitas berdasarkan hasil uji pemompaan adalah 3.65×10^{-3} cm/s, atau diklasifikasikan sebagai *good drainage*.

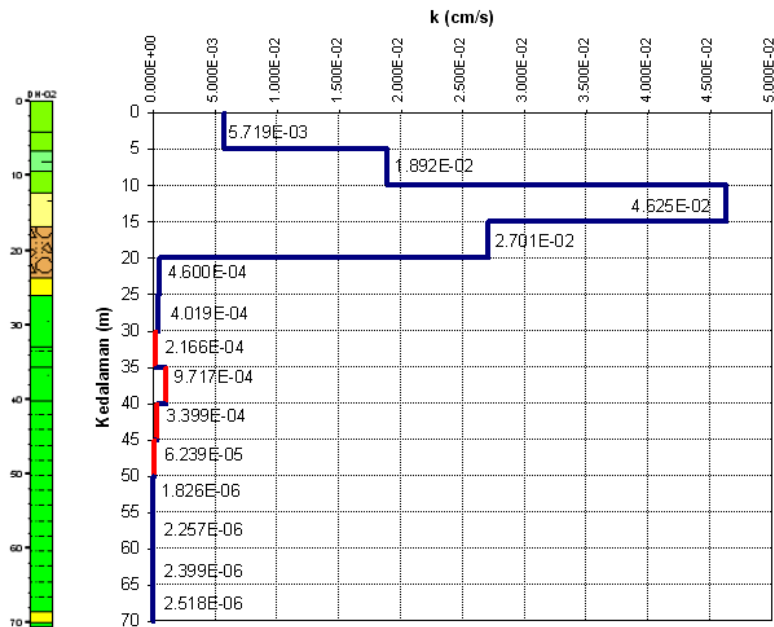


Gambar 6. Sistem hidrogeologi tapak [14]

Batulanau sebagai target awal untuk alternatif konstruksi NSD mempunyai tingkat heterogenitas yang tinggi. Batuan ini berselingan dengan batupasir dan batugamping, dan secara setempat mengandung nodul batugamping. Kekar berkembang secara intensif, menjadikan terdapatnya porositas sekunder yang menaikkan nilai permeabilitas. Nilai permeabilitas batulanau berdasarkan hasil pengujian lapangan didapatkan kisaran antara 10^{-4} – 10^{-6} cm/s. Hasil pengujian terhadap contoh batuan/*intact rock* di laboratorium yang lebih menggambarkan permeabilitas primer didapatkan kisaran 10^{-6} – 10^{-8} cm/s. Mengacu pada klasifikasi Terzaghi et al. (1996) dalam PPGN (2010) [14], maka zona ini dikategorikan sebagai *poor drainage – practically impervious*.

Berdasarkan data muka airtanah, selanjutnya dilakukan analisis arah gerakan aliran airtanah. Asumsi adalah aliran airtanah mengikuti gradien hidraulik yang dibentuk kontur muka airtanah. Berdasarkan hasil analisis diketahui secara umum aliran airtanah mengikuti gradien hidraulik ke arah lereng di sebelah barat daya.

Kedalaman muka air tanah yang diukur pada lubang bor DH-1, DH-2, DH-3, DH-4, DH-5 dan sumur pantau (SP) 1, SP-2, SP-3, SP-4, SP-5, SP-6 di tahun 2010-2011 berkisar antara 8,58 m s/d 11,63 m.



Gambar 7. Resume hasil pengujian permeabilitas pada lubang bor DH-02 [14]

Dari gambaran bidang ekuipotensial dan arah aliran ternyata bahwa distribusi air tanah dangkal di daerah penelitian dikontrol oleh penyebaran litologi dan keadaan morfologinya. Daerah distribusi air tanah dangkal di daerah ini terbagi-bagi karena dibatasi oleh lembah-lembah kecil dan dangkal K. Cislak dan K. Cipelang, yang mempunyai beda tinggi dengan daerah sekitarnya antara 8 m hingga 15 m. Meskipun keadaan air tanah dangkalnya terpisah, di bagian yang lebih dalam akuifer air tanah dangkal ini tetap menjadi satu [17].

Potensi bencana alam geologi (proses-proses geologi)

Menurut Peta Wilayah Rawan Bencana Gempa Bumi Indonesia (KERTAPATI dkk, 2001) [18], daerah Serpong berada pada daerah dengan percepatan batuan dasar relatif rendah, yaitu < 0,15 g, dan termasuk dalam skala MMI < IV dari maksimum skala XII. Sedangkan berdasarkan Peta Zonasi Gempa Indonesia [19], daerah penelitian (Kawasan Nuklir Serpong dan sekitarnya) termasuk dalam daerah kegempaan dengan percepatan 0,25 sampai 0,3 g untuk respon spektra percepatan 1 detik di batuan dasar S_B untuk probabilitas terlampaui 2% dalam 50 tahun dengan redaman 5%.

Ditinjau dari aspek kegunung-apian, daerah penelitian berada dalam daerah bebas ancaman bahaya gunungapi. Gunungapi terdekat adalah G. Salak (status tak berbahaya atau dormant, yang meletus terakhir tahun 1938) yang berada pada jarak \pm 50 km ke arah selatan dari daerah penelitian [20]. Potensi ancaman bahaya gunungapi yang paling mungkin terjadi adalah hujan abu atau lapili.

Hasil analisis erosi dengan metode *Universal Soil Loss Equation* [14], dengan persamaan : $E = R K L S C P$, di mana E = rata-rata annual soil loss, R = faktor erosivitas hujan, K = faktor soil erodibilitas, L= faktor panjang lereng, S = faktor kecuraman lereng, X = panjang lereng (m), s = gradien lereng dalam persen, C = faktor manajemen tanaman dan P = faktor kontrol erosi, diperoleh nilai $E = 4722.9 \times 0.007 \times 0.56 \times 0.0175 \times 0.6 = 0.19 \text{ t ha}^{-1} = 194 \text{ kg ha}^{-1}$ atau 1.94 g/m^2 . Jika tanah merupakan lahan kosong tanpa tanaman, maka $E = 11.11 \text{ t ha}^{-1}$.

Proses gerakan tanah terjadi pada lereng/tebing yang *slope*-nya relatif terjal yaitu pada lokasi yang menghadap ke lembah sungai atau bekas galian tanah. Pada tahun 1994 dan 2002 pernah terjadi gerakan tanah tipe longsor pada bagian lereng tersebut bahkan menimpa jalan di sebelah barat IPLR (Gambar 8).



Gambar 8. Citra google yang menggambarkan mahkota longsor di dekat lokasi tapak NSD

Banjir tidak pernah terjadi, dan secara klimatologi, topografi dan hidrologi daerah penelitian tidak berpotensi terjadi banjir. Berdasarkan kondisi topografi dan pengamatan di lapangan, air hujan yang jatuh di Kawasan PUSPIPTEK Serpong sebagian akan mengalir secara gravitasi ke kali Cisalak dan Cipelang, sehingga potensi terjadinya banjir sangat kecil.

Analisis Optimasi Penempatan Disposasi Demo dalam Lingkungan Geologi Tapak Kawasan Nuklir Serpong

Berdasarkan data kondisi eksisting lingkungan geologi tapak ada beberapa aspek/parameter yang tidak memenuhi kriteria tapak disposasi yang ideal. Maka dari itu perlu dilakukan optimasi untuk mengatasi kekurangan atau kendala tapak agar tetap berfungsi sebagaimana yang dipersyaratkan dan memenuhi aspek keselamatan baik dari segi daya dukung maupun kestabilan jangka panjang (Tabel 3).

Limbah Radioaktif

Limbah radioaktif olahan dalam kemasan drum dan shell beton yang siap di-*dispose* sebanyak 840 drum 200 l dan 102 shell beton 950 l. Dengan mempertimbangkan jumlah limbah dan luas tapak yang tersedia, maka perlu disusun secara optimal sebagai berikut :

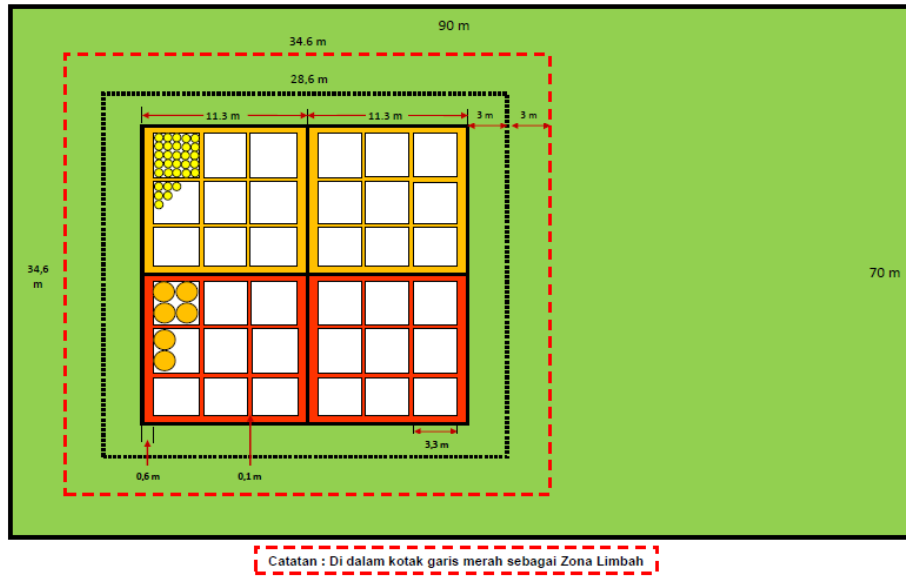
Limbah dalam wadah drum 200 l ditempatkan dalam modul dengan konfigurasi : 3 tumpukan vertikal, 15 baris dan 15 lajur mendatar, sehingga jumlahnya 675 drum dalam 1 modul. Ukuran modul (txlpx) = 4,5x11,30x11,30 m dan tiap modul terdiri dari 9 kompartemen yang berukuran 2,6x3,3x3,3 m.

Limbah dalam wadah shell beton 950 L ditempatkan dalam modul dengan konfigurasi : 2 tumpukan vertikal, 6 baris dan 6 lajur mendatar, sehingga jumlahnya 72 shell beton per modul. Ukuran modul (txlpx) = 4,5x11,30x11,30 m dan tiap-tiap modul terdiri dari 9 kompartemen yang berukuran 2,6x3,3x3,3 m.

Dengan konfigurasi seperti tersebut maka ukuran zona disposasi adalah tinggi 4,50 m, lebar = (2 modul x11,30 m) + 2x3 m buffer material + 2x3 m restricted zone, menjadi 34,60 m, dan panjang = (2 modul x11,30 m) + 2x3 m buffer material + 2x3 m restricted zone, sehingga menjadi 34,60 m. Bentuk layout zona disposasi menjadi bujur sangkar. Ukuran non zona disposasi yang merupakan sisa dari tapak tersedia adalah lebar = panjang tapak – panjang restricted area = 90,00 m – 34,60 = 55,40 m, sedangkan panjangnya = lebar tapak (sama dengan 70,00 m). Secara skematis penempatan atau lay-out NSD seperti tertera pada Gambar 9.

Tabel 3. Rangkuman analisis optimasi penempatan disposal demo dalam lingkungan geologi tapak

NO	ASPEK	KRITERIA	KONDISI EKSISTING	OPTIMASI
1	Geomorfologi	1) Bentuklahan tidak berbukit dan bukan lembah 2) Kelerengan kecil (<5°) 3) Intensitas proses geomorfologi kecil	Sesuai Sesuai Sesuai	Ya Ya Ya
2	Litostratigrafi	1) Permeabilitas rendah 2) Sifat adsorpsi baik 3) Kompak, keras dan homogen 4) Perlapisan relatif sederhana	Tidak sesuai Sesuai Sesuai/tidak sesuai Sesuai	EB Ya Pembatasan beban Ya
3	Struktur geologi	Struktur geologi relatif sederhana	Sesuai	Ya
4	Geologi teknik	Daya dukung tanah	Tidak sesuai	Pondasi dalam
5	Hidrologi/ hidrogeologi	Air permukaan : 1) Aliran permukaan kecil 2) Jauh dari tubuh air permukaan Air tanah : 1) Muka air tanah >4 m dari dasar pondasi 2) Laju aliran rendah 3) Pola aliran sederhana	Sesuai Tidak sesuai Sesuai Tidak sesuai Sesuai	Ya EB Ya EB Ya
6	Potensi bencana geologi	1) Tidak ada (kecil) ancaman bahaya gempa bumi 2) Tidak ada aktivitas/ ancaman bahaya gunungapi 3) Tidak ada (kecil) potensi erosi, gerakan tanah dan banjir	Sesuai Sesuai Sesuai	Bangunan tahan gempa Ya Engineered barrier (EB)



Gambar 9. Skema tata letak fasilitas NSD demo Kawasan Nuklir Serpong

Geomorfologi

Secara geomorfologi, lahan tapak relatif memenuhi kriteria tidak berbukit dan bukan lembah, kelerengan kecil dan intensitas proses geomorfologi juga kecil. Dalam satu lokasi calon tapak NSD di KNS ini relatif tidak ada perbedaan topografi dan kondisi geomorfologi, sehingga tidak diperlukan optimasi berdasarkan pertimbangan geomorfologi. Walaupun demikian sebisa mungkin optimasi dilakukan dengan menempatkan fasilitas NSD pada lokasi yang sejauh mungkin dari sungai, lereng dan zona yang lebih erosi, yaitu ke arah timur-timurlaut.

Litologi dan Stratigrafi

Idealnya, NSD ditempatkan pada batuan yang permeabilitasnya rendah, adsorbsinya tinggi, kompak keras dan homogen, yaitu pada batulempung yang berada pada kedalaman >20 m, yaitu pada zona *aquiclude*.

Namun kenyataannya tingkat heterogenitas batuan pada zona *aquiclude/semi aquiclude* ditinjau dari sudut hidrogeologi sangat tinggi. Terdapat perselingan batupasir dan batugamping, dan pengkekan intensif, yang menjadikan nilai permeabilitas cukup tinggi berkisar antara 10^{-4} sampai 10^{-6} cm/s, sehingga tidak terlalu ideal sebagai sistem penghalang alami (*natural barrier system*).

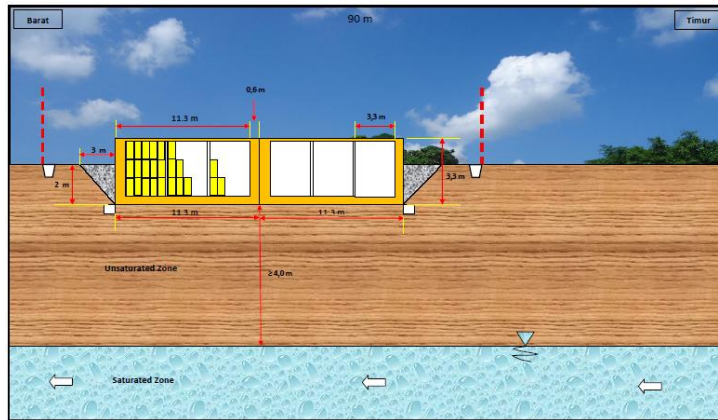
Nilai RMR batuan *aquiclude* berkisar antara 31 – 60 atau dalam kelas *poor – fair rock* akan menjadi hambatan dalam konstruksi lubang bor karena *stand up time* yang tidak lama.

Secara mineralogi keberadaan *montmorillonite* pada batuan dapat menjadi gangguan serius pada pekerjaan konstruksi, ekskavasi-dalam atau pemboran untuk pembuatan disposal dikarenakan sifat mengembangnya yang sangat tinggi. Selain itu keterdapatannya kalsit yang dapat terlarut dalam airtanah dapat menjadi jalur tambahan migrasi radionuklida.

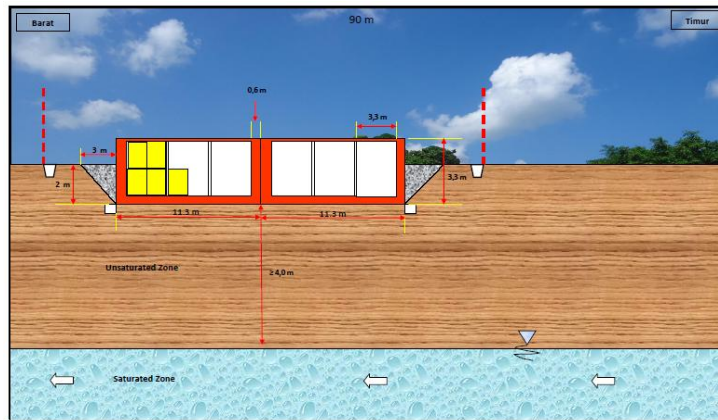
Oleh karena kondisi tersebut maka mengharuskan NSD ditempatkan pada zona *vadose (unsaturated zone)* = zona tidak jenuh yang berupa *residual soil* berukuran lempung dengan kedalaman fondasi mencapai 2 m (Gambar 10).

Struktur Geologi

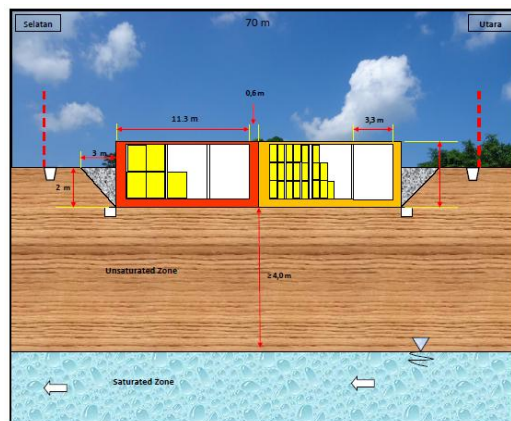
Idealnya fasilitas NSD ditempatkan pada zona yang bebas struktur geologi seperti kekar, sesar dan lipatan. Di daerah penelitian khususnya pada zona rencana NSD tidak ditemukan struktur geologi yang secara signifikan berpengaruh pada sistem NSD, oleh karena itu tidak diperlukan pertimbangan atau optimasi untuk antisipasi struktur geologi.



(a) potongan melewati zona wadah drum (arah barat-timur)



(b) potongan melewati zona wadah shell beton (arah barat-timur)



(c) potongan melewati zona shell beton-drum (arah selatan-utara)

Gambar 10. NSD ditempatkan pada zona *vadose* dan di atas permukaan tanah

Geologi Teknik

Dari sisi geologi teknik, fasilitas NSD lebih tepat ditempatkan pada zona yang mempunyai daya dukung tinggi sehingga menjamin kestabilan jangka panjang. Tetapi dengan pertimbangan hidrogeologi hal tersebut sulit diwujudkan. Oleh karena itu fasilitas NSD tetap bisa ditempatkan pada zona vadose, tetapi pondasinya harus menggunakan jenis pondasi dalam.

Daya dukung tanah, untuk konstruksi NSD pada zona vadose, terutama untuk jenis pondasi dalam sangat baik. Perhitungan paling konservatif didapatkan berdasarkan data SPT pada kedalaman 15 meter, yaitu 319 kPa, jauh di atas asumsi beban bangunan dengan tinggi 10 m, lebar 30 m, dan panjang 50 m yang terisi penuh oleh *reinforced concrete*, dan diperkirakan berkisar pada angka 270 kPa. Bahaya penurunan (*settlement*) berdasarkan perhitungan penurunan pondasi dalam sangat baik, penurunan jauh lebih kecil dari level aman 1 inchi (2.54 mm).

Hidrologi dan Hidrogeologi

Muka airtanah berada pada kedalaman yang dangkal, secara umum berkisar pada kedalaman 8 s/d 6 meter. Kondisi ini menjadikan alternatif NSD menjadi lebih ke arah model kubah (*mound*) dengan dasar fondasi tetap berada di bawah permukaan tanah sedalam maksimum 2 m, sehingga ada jarak minimum 4 m antara muka air tanah tertinggi (6 m) dengan dasar fondasi (2 m) (Gambar 10).

Lapisan akuifer di bawah zona vadose mempunyai permeabilitas yang sangat besar yaitu 3.65×10^{-3} cm/s, dengan arah aliran menuju lereng di sebelah barat yang telah terpasang 30 buah penyalir mendatar (*horizontal drains*), dapat menjadi jalur migrasi yang sangat cepat apabila terjadi pelepasan radionuklida dari NSD ke dalam sistem alami. Untuk mengantisipasi hal ini maka perlu ada rekayasa sipil atau struktur yang dapat digunakan untuk menahan kemungkinan infiltrasi air hujan dan air permukaan dengan disediakan sistem drainase yang memadai. Sistem tersebut harus bisa menjamin efisiensi dan pergerakan cepat air hujan serta mencegah banjir dan erosi.

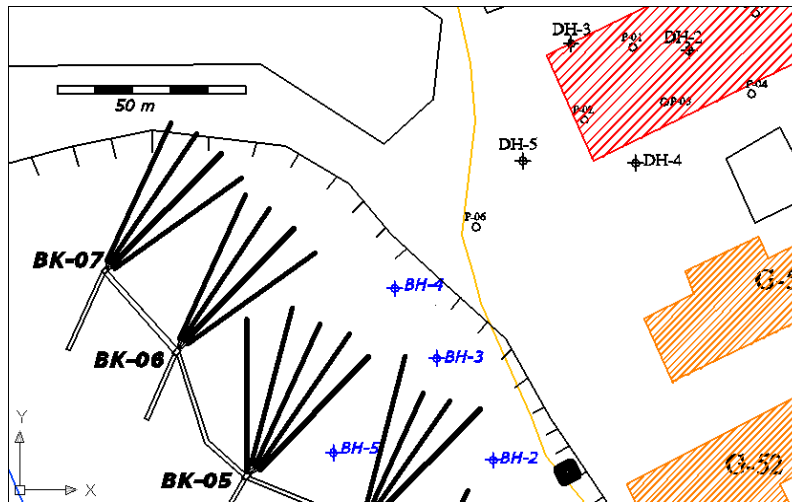
Karena daerah tapak merupakan daerah *humid* maka sangat penting diperhatikan adanya aliran air permukaan, baik di dalam maupun di luar repositori. Untuk repositori di atas permukaan tanah asli, air permukaan yang mungkin mengalir melewati zona limbah harus di arahkan ke instalasi drainase. Hal tersebut untuk menjamin bahwa semua air yang lepas melalui penampungan akan terdeteksi radioaktivitasnya dan membutuhkan tindakan korektif untuk penyempurnaan repositori.

Untuk struktur di bawah permukaan tanah, metode untuk mengontrol aliran air permukaan harus dirancang; misalnya dengan menutup *vault* menggunakan material alam yang permeabilitasnya rendah, dan dibuat kemiringan pada dasar repositori untuk mengarahkan aliran air menjauhi *vault*.

Potensi Bencana Alam Geologi

Berdasarkan hasil analisis erosi dengan metode *Universal Soil Loss Equation* (Wischmeier and Smith, 1978) [19], diperoleh nilai E sebesar 0.19 t ha^{-1} atau 194 kg ha^{-1} atau 1.94 g/m^2 . Jika tanah merupakan lahan kosong tanpa tanaman, maka $E = 11.11 \text{ t ha}^{-1}$. Hasil perhitungan jika masa operasional – penutupan NSD 300 tahun, maka erosi berkisar antara $3.83\text{E-}01 - 21.89 \text{ cm}$. Dengan nilai erosi setebal maksimum 21,89 cm selama masa 300 tahun dari masa operasi-penutupan-pasca penutupan, berarti relatif aman. Walaupun demikian tetap perlu dilakukan usaha untuk mencegah erosi dengan membuat permukaan lahan diberi penutup vegetasi (rumput) dan perkerasan pada tempat-tempat tertentu yang rawan erosi.

Dengan adanya potensi atau kerawanan gerakan tanah di bagian lereng barat-baratdaya daerah tapak maka perlu diantisipasi dengan penempatan fasilitas NSD sejauh mungkin dari zona rawan gerakan tanah, yaitu dengan menggeser posisi lebih ke arah timur-timurlaut. Di samping itu perlu dilakukan usaha pencegahan bahaya gerakan tanah dengan mengurangi kejenuhan atau kandungan air tanah di daerah sekitar fasilitas NSD hingga daerah berlereng di bagian barat. Usaha pencegahan tersebut dengan cara membuat sistem drainase dengan lubang bor horizontal dari arah lereng sampai dengan daerah sekitar fasilitas NSD untuk melancarkan aliran air tanah ke arah hilir (lereng), sehingga muka air tanah akan terjaga paling dangkal 8 m (Gambar 11).



Gambar 11. Sistem drainase air tanah dengan lubang bor horizontal [19]

KESIMPULAN

Sesuai dengan tujuan penelitian untuk mendapatkan konsep penempatan fasilitas disposal demo yang optimal sesuai data lingkungan geologi tapak yang berkaitan dengan daya dukung lahan dan keselamatan fasilitas NSD, maka dapat diambil kesimpulan sebagaimana uraian berikut.

Secara geomorfologi, optimasi penempatan disposal dilakukan dengan menempatkan fasilitas NSD pada lokasi yang sejauh mungkin dari sungai, lereng dan zona yang lebih erosi, yaitu ke arah timur-timurlaut.

Berdasarkan pertimbangan litologi dan stratigrafi, NSD ditempatkan pada zona *vadose* (*unsaturated zone* = zona tidak jenuh) yang berupa *residual soil* berukuran lempung dengan kedalaman fondasi mencapai 2 m. Adanya sedikit kekurangan/kelemahan tapak berupa heterogenitas batuan dan permeabilitas yang cukup tinggi perlu dikompensasi dengan rekayasa tertentu untuk memperkuat daya dukung tanah dan meningkatkan derajat pengungkungan terhadap limbah radioaktif, sehingga mampu memberikan jaminan keselamatan yang memadai.

Dari sisi geologi teknik, fasilitas NSD ditempatkan pada zona *vadose*, tetapi pondasinya harus menggunakan jenis pondasi dalam. Daya dukung tanah, untuk konstruksi NSD pada zona *vadose*, terutama untuk jenis pondasi dalam sangat baik.

Kondisi hidrogeologi menjadikan alternatif NSD menjadi lebih ke arah model kubah (*mound*) dengan dasar fondasi tetap berada di bawah permukaan tanah sedalam maksimum 2 m, sehingga ada jarak minimum 4 m antara muka air tanah tertinggi (6 m) dengan dasar fondasi (2 m). Perlu dibuat sistem drainase dalam dan luar disposal untuk menghindarkan aliran air ke dalam sistem disposal.

Dengan nilai erosi setebal maksimum 21,89 cm selama masa 300 tahun dari masa operasi-penutupan-pasca penutupan, berarti relatif aman. Walaupun demikian tetap perlu dilakukan usaha untuk mencegah erosi dengan membuat permukaan lahan diberi penutup vegetasi (rumput) dan perkerasan pada tempat-tempat tertentu yang rawan erosi.

Dengan adanya potensi atau kerawanan gerakan tanah di bagian lereng barat-baratdaya daerah tapak maka perlu diantisipasi dengan penempatan fasilitas NSD sejauh mungkin dari zona rawan gerakan tanah, yaitu dengan menggeser posisi lebih ke arah timur-timurlaut. Usaha pencegahan juga dilakukan dengan cara membuat sistem drainase dengan lubang bor horizontal dari arah hilir (lereng), sehingga muka air tanah akan terjaga paling dangkal 8 m.

Limbah dalam wadah drum 200 l ditempatkan dalam modul dengan konfigurasi : 3 tumpukan vertikal, 15 baris dan 15 lajur mendatar, sehingga jumlahnya 675 drum dalam 1 modul. Ukuran modul (txlpx) = 4,5x11,30x11,30 m dan tiap modul terdiri dari 9 kompartemen yang

berukuran 2,6x3,3x3,3 m. Limbah dalam wadah shell beton 950 L ditempatkan dalam modul dengan konfigurasi : 2 tumpukan vertikal, 6 baris dan 6 lajur mendatar, sehingga jumlahnya 72 shell beton per modul. Ukuran modul (tixlp) = 4,5x11,30x11,30 m dan tiap-tiap modul terdiri dari 9 kompartemen yang berukuran 2,6x3,3x3,3 m. Bentuk layout zona disposal berupa bujur sangkar berukuran 34,60 m x 34,60 m.

Konsep teknologi fasilitas *NSD* untuk limbah radioaktif non PLTN mempertimbangkan aspek limbah baik dari kemasan/pewadahan maupun kuantitasnya, serta mempertimbangkan aspek calon tapak, oleh karena itu konsep yang diusulkan terdiri dari dua *vault* kompartemen kembar beton bertulang (*reinforced concrete vault*) yang dilengkapi dengan semua sistem pendukungnya.

UCAPAN TERIMA KASIH

Penulis mengucapkan terima kasih kepada Pimpinan Badan Tenaga Nuklir Nasional, utamanya Kepala Pusat Teknologi Limbah Radioaktif beserta jajarannya, yang telah memberikan dorongan dan fasilitas sehingga penelitian ini dapat berlangsung.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. IAEA, Near Surface Disposal of Radioactive Wastes, Safety Series No. 111-S.3, IAEA, Vienna (1994).
- [2]. SUCIPTA, "Pertimbangan Geologi dalam Pemilihan Tapak Penyimpanan Limbah Radioaktif di Kawasan PPTN Serpong", Prosiding Seminar Nasional Litdas Iptek, P3TM, BATAN, Yogyakarta (2002).
- [3]. SUCIPTA, HERIYANTO, K., UNTARA dan P.B. SASTROWARDOYO, "Konsep Teknologi Disposal Limbah Radioaktif di PPTN Serpong", Prosiding Seminar Nasional PDIPTN, PTAPB, BATAN, Yogyakarta (2005).
- [4]. SUCIPTA, BUDI S., DADANG S. dan ARIMULADI S.P., Pemilihan Tapak Potensial untuk Penyimpanan Lestari Limbah Radioaktif di Pulau Jawa dan Sekitarnya, Prosiding Seminar Nasional Teknologi Pengelolaan Limbah IX, PTLR BATAN, Serpong (2011).
- [5]. SUCIPTA dan D. SUGANDA, "Safety Assessment of Demonstration Disposal for Low Level Radioactive Waste in Serpong Nuclear Area", Proceedings of 2nd Basic Science International Conference, Brawijaya University, Malang (2012).
- [6]. IAEA, Siting of Near Surface Disposal Facilities, Safety Series No. 111 G-3.1, IAEA, Vienna (1994).
- [7]. IAEA, Site Investigation for Repositories for Solid Radioactive Wastes in Shallow Ground, Technical Reports Series No. 216, IAEA, Vienna (1982).
- [8]. SQUIRES, D.J., Siting for Shallow Land Repositories, RTC on National Infrastructure for Radioactive Waste Management, Jakarta, Indonesia (1991).
- [9]. Peraturan Pemerintah No. 27/2002 tentang Pengelolaan Limbah Radioaktif.
- [10]. IAEA, "Operational Experiences of Repositories for Radioactive Wastes in Shallow Ground", Technical Reports Series, IAEA, Vienna (1982).
- [11]. BPL-PTLR, "Database Limbah Radioaktif PTLR", PTLR-BATAN (2011).
- [12]. BEMMELEN, R.W. VAN, The Geology of Indonesia, Government Printing Office, The Hague (1949).
- [13]. ZUIDAM, VAN R.A. and ZUIDAM-CANCELADO, F.I., Terrain Analysis and Classification Using Aerial Photograph : A Geomorphological Approachs, ITC, Netherland (1979).
- [14]. PPGN-BATAN, Penyelidikan Geologi Teknik dan Hidrogeologi Tapak Fasilitas "Demo Plant" PLLR di PPTN Serpong, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif – Badan Tenaga Nuklir Nasional, Serpong (2010).
- [15]. TURKANDI, T., SIDARTO, AGUSTIYANTO, D.A. dan M.M. PURBO HADIWIDJOYO, Peta Geologi Lembar Jakarta dan Kepulauan Seribu, P3G, Bandung (1992).
- [16]. TEDDY S. dan SUCIPTA, Pengukuran Debit Kali Cisalak pada Tahun 2011, Prosiding Seminar Nasional Teknologi Pengelolaan Limbah X, PTLR BATAN, Serpong (2012).
- [17]. TEDDY S. dan SUCIPTA Pemantauan Kedalaman Muka Air Tanah Tapak Demo Plant Disposal Tahun 2011, Hasil Penelitian dan Pengembangan PTLR 2011, PTLR BATAN, Serpong (2012).

- [18]. KERTAPATI, E.K., SETIAWAN, Y.B. & IPRANTA, Peta Bahaya Goncangan Gempabumi Indonesia, P3G Dept. ESDM, Bandung (1999).
- [19]. Kementerian PU, "Peta *Hazard* Gempa Indonesia 2010", Kementerian Pekerjaan Umum, Jakarta (2010).
- [20]. <http://www.volcanodiscovery.com/id/salak.html>. Diunduh pada Desember 2012.

PENETAPAN FAKTOR KOREKSI *SELF ATTENUATION* PADA ANALISIS SAMPEL SEDIMEN DENGAN SPEKTROMETRI GAMMA

Chevy Cahyana, Mohamad Nur Yahya
Pusat Teknologi Limbah Radioaktif - BATAN

ABSTRAK

PENETAPAN FAKTOR KOREKSI *SELF ATTENUATION* PADA ANALISIS SAMPEL SEDIMEN DENGAN SPEKTROMETRI GAMMA. Efisiensi pengukuran konsentrasi radionuklida pada analisis sampel sedimen dengan sistem spektrometri gamma dapat dipengaruhi oleh gejala *self attenuation*. Oleh karena itu faktor koreksi efisiensi harus ditetapkan untuk memperoleh hasil pengukuran yang lebih baik. Penetapan faktor koreksi efisiensi untuk pengukuran konsentrasi radionuklida telah dilakukan dengan metoda transmisi menggunakan sumber standar titik Cs-137 (energi 662.61 keV). Sumber standar tanah IAEA *Reference Material 375 Soil* digunakan sebagai standar kalibrasi efisiensi yang akan dikoreksi. Pada penelitian ini, sampel sedimen laut dicuplik dari perairan laut Jepara, Madura, Parepare, Bangka dan Balikpapan. Diperoleh faktor koreksi efisiensi berturut-turut sebesar 0.8621, 0.8266, 0.8026, 0.7705 dan 0.7406. Hasil ini menunjukkan bahwa faktor koreksi efisiensi akan mendekati satu jika selisih kerapatan matriksnya mendekati nol dan dimensi sampel sama dengan sumber standar

Kata kunci : *self attenuation*, metoda transmisi, faktor koreksi

ABSTRACT

THE DETERMINATION OF *SELF ATTENUATION CORRECTION FACTOR* ON SEDIMENT SAMPLE ANALYSIS BY MEAN OF GAMMA SPECTROMETRY. The efficiency of radionuclide concentration measurement on sediment sample analysis by mean of gamma spectrometry system can be influenced by *self attenuation* phenomenon. Based on this reason, the efficiency correction factor must be determined to get better measurement results. The determination of efficiency correction factor for radionuclide concentration measurement have been done by mean of transmission method using Cs-137 point source standard (662.61 keV energy). IAEA *Reference Material 375 Soil* source standard was used as efficiency calibration standard to be corrected. On this study, sea sediment samples were taken from Jepara, Madura, Parepare, Bangka and Balikpapan. The efficiency correction factors are 0.8621, 0.8266, 0.8026, 0.7705 and 0.7406. These results show that efficiency correction factor will close to one if matrix density difference close to zero and the samples have similar dimension with standard source.

Keywords: *self attenuation*, transmission method, correction factor

PENDAHULUAN

Pengukuran konsentrasi radionuklida pemancar gamma pada sampel lingkungan dengan sistem spektrometri gamma pada dasarnya merupakan pengukuran yang bersifat relatif. Sampel lingkungan dapat diukur secara langsung dengan membandingkannya dengan sumber standar yang sudah diketahui kandungannya. Pengukuran juga dapat dilakukan secara tidak langsung dengan menggunakan kurva kalibrasi efisiensi yang dihasilkan dari sumber standar.

Pada saat foton gamma melewati suatu material, foton gamma akan kehilangan sebagian energinya, sehingga foton gamma yang mencapai detektor akan berkurang. Hal ini menyebabkan berkurangnya laju paparan yang teramati. Fenomena ini disebut *self absorption* atau *self attenuation*¹. Pengaruh *self attenuation* berkurang jika panjang lintasan foton gamma menembus material lebih pendek².

Untuk meminimalkan deviasi pada pengukuran aktivitas sampel akibat adanya *self attenuation*, sumber standar yang digunakan untuk kalibrasi efisiensi harus memiliki dimensi fisik, komposisi kimia dan kerapatan yang sama dengan sampel yang dianalisis, sehingga derajat *self*

attenuation antara sumber standar dengan sampel menjadi sama^{1,3}. Perbedaan kerapatan antara sampel dan sumber standar merupakan penyebab utama terjadinya deviasi pada hasil pengukuran aktivitas sampel. Perbedaan kerapatan menyebabkan perlunya koreksi terhadap kurva kalibrasi efisiensi³.

Ketersediaan sumber standar yang memiliki dimensi fisik, komposisi kimia dan kerapatan yang sama dengan sampel yang dianalisis menjadi kendala tersendiri. Terutama untuk laboratorium yang melakukan analisis sampel dengan variasi kerapatan dan komposisi yang sangat beragam. Untuk itu perlu dilakukan suatu upaya untuk melakukan koreksi terhadap kurva kalibrasi efisiensi akibat terjadinya gejala *self attenuation*. Salah satu metoda yang dapat digunakan untuk melakukan koreksi efisiensi adalah metoda transmisi^{1,4}. Dengan metoda ini, efisiensi pengukuran yang ditetapkan dengan menggunakan sumber standar dapat dikoreksi derajat atenuasinya dengan menggunakan sampel sesungguhnya.

Dalam penelitian ini telah dilakukan penetapan faktor koreksi efisiensi untuk diterapkan pada analisis kandungan radionuklida pemancar gamma pada sampel sedimen laut dengan sistem spektrometri gamma. Sampel sedimen laut yang digunakan dicuplik dari perairan laut Jepara, Bangka, Parepare, Balikpapan dan Madura. Perbedaan lokasi pengambilan sampel diharapkan dapat menghasilkan sampel sedimen dengan kerapatan yang bervariasi, sehingga korelasi antara kerapatan dengan gejala *self attenuation* dapat dipelajari.

METODOLOGI

Penghitungan Faktor Koreksi Efisiensi

Atenuasi sinar gamma yang menembus matriks sampel setebal t dan koefisien atenuasi linier μ dapat disajikan dalam bentuk persamaan berikut¹,

$$I = I_0 e^{-\mu t} \quad (1)$$

dimana I adalah besarnya paparan yang tertangkap detektor setelah melewati matriks sampel, sementara I_0 adalah besarnya paparan yang tertangkap detektor jika tidak melewati matriks sampel. Pada sebagian besar sampel lingkungan, nilai μ dan t tidak dapat diketahui, tetapi dapat diperkirakan. Salah satu cara yang dapat digunakan untuk menetapkan nilai rata-rata μt untuk jenis dan geometri sampel tertentu adalah metoda transmisi^{1,4}. Dengan metoda ini, efisiensi pengukuran yang ditetapkan dengan menggunakan sumber standar dapat dikoreksi derajat atenuasinya dengan menggunakan sampel sesungguhnya.

Pada metoda transmisi, faktor koreksi ditetapkan dengan cara membandingkan laju transmisi sumber titik yang diletakkan di atas sampel (I) dengan laju transmisi sumber titik yang diletakkan di atas wadah sampel yang kosong (I_0). Faktor koreksi (F) untuk sinar gamma pada energi E , dihitung dengan persamaan berikut¹,

$$F(E) = \frac{e^{-\mu t} - 1}{\ln(e^{-\mu t})} \quad (2)$$

dimana $e^{-\mu t}$ adalah rasio laju transmisi I dan laju transmisi I_0 dari persamaan 1. Dengan prosedur yang sama dilakukan perbandingan laju transmisi sumber titik yang diletakkan di atas sumber standar yang digunakan untuk kalibrasi efisiensi detektor, sehingga faktor koreksi efisiensi pada energi E dapat dihitung dengan persamaan berikut¹,

$$C_f(E) = \frac{\varepsilon_{\text{sampel}}}{\varepsilon_{\text{standar}}} = \frac{F(E)_{\text{sampel}}}{F(E)_{\text{standar}}} \quad (3)$$

Alat dan Bahan

Alat-alat yang digunakan dalam penelitian ini adalah *sediment sample grinder*, wadah sampel ukuran 550 cm³, oven, timbangan, sumber standar titik buatan *The Nucleus Inc. Oak Ridge TN, USA* dan sumber standar tanah *IAEA Reference Material 375 Soil*. Pengukuran paparan sinar gamma dilakukan dengan menggunakan *gamma spectrometry system* dengan detektor *High Purity Germanium (HPGe)* merek *Canberra* tipe GX2018 dengan efisiensi 20%.

Bahan yang digunakan adalah sampel sedimen laut yang dicuplik dari perairan laut Jepara, Bangka, Madura, Parepare dan Balikpapan, masing-masing sebanyak 2 kg basah.

Tata Kerja

Pada setiap titik sampling, dicuplik sebanyak lebih kurang 2 kg sampel sedimen. Sampel sedimen dikeringkan dalam oven dengan suhu 100°C selama 8 jam per hari selama 5 hari. Setelah kering, sampel sedimen yang mengeras dihaluskan dengan menggunakan *sediment sample grinder* dengan pisau saring berukuran 0,5 mikron. Sampel sedimen kering yang telah dihaluskan dimasukkan ke dalam wadah sampel berukuran 550 cm³ sampai penuh. Sampel sedimen kemudian ditimbang untuk memperoleh besarnya kerapatan sampel (Tabel 1). Selanjutnya sampel sedimen dalam wadah sampel dianalisa dengan sistem spektrometri gamma.

Tabel 1. Massa dan kerapatan sampel sedimen laut setelah preparasi

Sampel	Massa, gram	Kerapatan, g/cm ³
Jebara	644.3	1.1044
Bangka	799.3	1.3862
Parepare	735.4	1.2700
Balikpapan	850.7	1.4796
Madura	693.7	1.1942

Live time sistem spektrometri gamma diset 150 detik. Sumber standar titik Cs-137 buatan *The Nucleus Inc. Oak Ridge TN, USA* diletakkan di atas tutup wadah sampel yang kosong, kemudian dicacah dengan sistem spektrometri gamma (Gambar 1). Pencacahan diulang sebanyak tiga kali. Dengan cara yang sama, pencacahan dilakukan terhadap wadah sampel yang berisi sampel sedimen secara bergantian. Untuk penetapan faktor koreksi efisiensi, prosedur yang sama juga diterapkan pada sumber standar tanah IAEA *Reference Material 375 Soil*.



Gambar 1. Pengukuran laju transmisi sumber titik standar di atas wadah sampel.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Pada Tabel 1 tampak bahwa kelima sampel sedimen laut yang digunakan dalam penelitian ini memiliki kerapatan yang berbeda. Hal ini disebabkan oleh perbedaan jenis sedimen yang ada di perairan laut Indonesia. Sampel sedimen dari perairan laut Jebara dan Madura relatif lebih kecil kerapatannya dibandingkan dengan daerah yang lain. Berdasarkan pada peta sedimen laut Indonesia⁵, jenis sedimen di perairan laut Jebara dan Madura adalah pasir dan lanau, sementara itu jenis sedimen di perairan laut Bangka, Parepare dan Balikpapan adalah lumpur.

Karena diameter partikel lumpur lebih kecil daripada diameter pasir dan lanau, maka kerapatan sampel yang dicuplik dari perairan laut Bangka, Parepare dan Balikpapan relatif lebih besar.

Nilai koefisien atenuasi linier ditetapkan dengan menggunakan metoda transmisi. Laju transmisi sumber titik standar pada masing-masing sampel sedimen diukur dengan sistem spektrometri gamma. Untuk menghitung koefisien atenuasi linier, persamaan 1 diubah ke dalam bentuk persamaan berikut,

$$\mu = \frac{\ln\left(\frac{I_0}{I}\right)}{t} \quad (4)$$

Pada penelitian ini sampel sedimen laut dimasukkan ke dalam wadah sampel berbentuk botol silinder berukuran 550 cm³ dengan ketinggian 13 cm, sehingga nilai t yang digunakan pada persamaan 4 adalah 13. Hasil penghitungan koefisien atenuasi linier matriks sampel terhadap foton gamma pada energi 662.61 keV disajikan pada Tabel 2.

Tabel 2. Koefisien atenuasi linier sampel sedimen laut.

Sampel	Kerapatan, g/cm ³	Koefisien Atenuasi Linier, cm ⁻¹
Jepara	1.1044	0.0876 ± 0.0033
Madura	1.1942	0.0956 ± 0.0017
Parepare	1.2700	0.1013 ± 0.0020
Bangka	1.3862	0.1094 ± 0.0033
Balikpapan	1.4796	0.1174 ± 0.0036

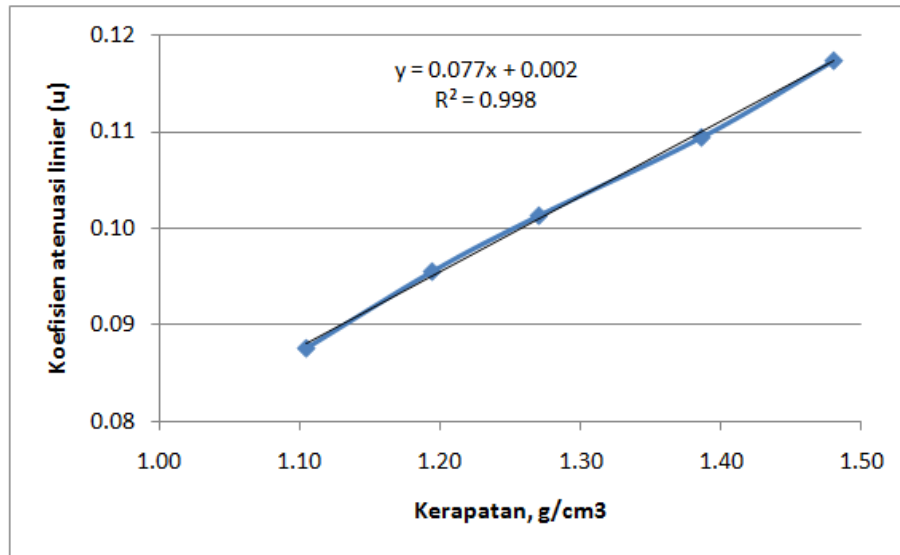
Dari Tabel 2 tampak bahwa semakin besar nilai kerapatan sampel, semakin besar pula nilai koefisien atenuasi linier sampel. Korelasi antara besarnya kerapatan sampel dengan koefisien atenuasi linier dapat dilihat pada Gambar 2. Tampak bahwa koefisien atenuasi linier berbanding lurus dengan kerapatan sampel. Dengan menggunakan regresi linier diperoleh korelasi antara kerapatan sampel (x) dengan koefisien atenuasi linier (y) memenuhi persamaan,

$$y = 0.077x + 0.002 \quad (5)$$

dengan nilai koefisien detriminasi

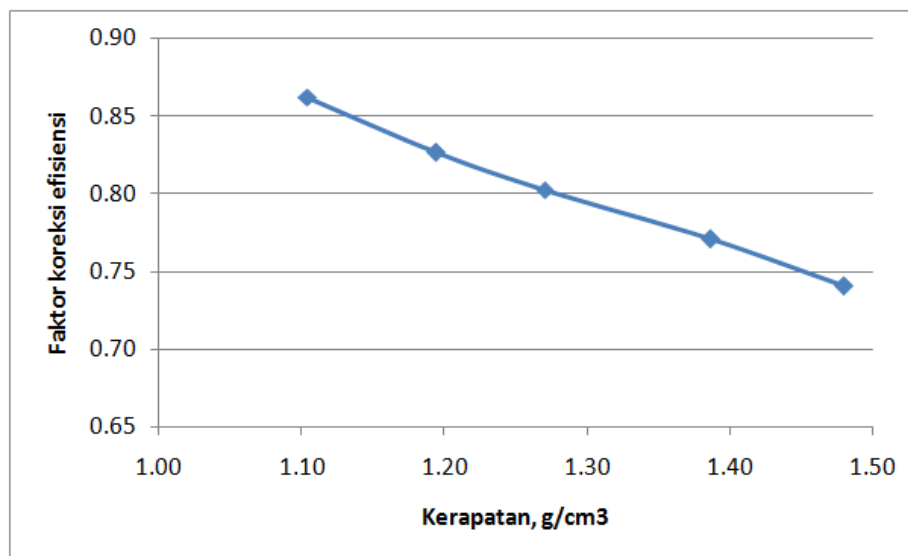
$$R^2 = 0.998 \quad (6)$$

Nilai koefisien determinasi yang mendekati nilai 1 ini menunjukkan bahwa variabel bebas x (kerapatan sampel) sangat besar pengaruhnya terhadap nilai y (koefisien atenuasi linier). Fakta ini mengindikasikan bahwa selain ketebalan sampel, kerapatan sampel juga memiliki pengaruh yang cukup besar terhadap serapan sinar gamma oleh matriks sampel, sehingga pada analisis radioaktivitas sampel dengan sistem spektrometri gamma perlu dilakukan koreksi akibat gejala *self attenuation* ini.



Gambar 2. Korelasi antara koefisien atenuasi linier (μ) dengan kerapatan sampel

Pengukuran aktivitas sampel dengan sistem spektrometri gamma pada dasarnya merupakan pengukuran relatif terhadap aktivitas sumber standar, sehingga perlu dilakukan kalibrasi efisiensi pada energi yang bersesuaian dengan menggunakan sumber standar yang memiliki matriks dan dimensi yang sama. Adanya gejala *self attenuation* pada matriks sampel akan mempengaruhi besarnya efisiensi pengukuran. Oleh karena itu perlu dilakukan koreksi terhadap besarnya efisiensi pengukuran yang diperoleh dari hasil kalibrasi tersebut. Koefisien atenuasi linier sampel yang telah ditetapkan dengan metoda transmisi dapat digunakan untuk menetapkan faktor koreksi efisiensi.



Gambar 3. Faktor koreksi efisiensi pada energi 662.61 keV

Faktor koreksi efisiensi untuk lima sampel sedimen laut ditetapkan dengan menggunakan persamaan 2 dan persamaan 3 (lihat metodologi) dengan memasukkan data koefisien atenuasi linier yang telah diperoleh sebelumnya dengan metoda transmisi menggunakan sumber standar titik Cs-137 (energi 662.61 keV). Sumber standar tanah IAEA *Reference Material 375 Soil* digunakan sebagai standar kalibrasi efisiensi yang akan dikoreksi. Diperoleh faktor koreksi efisiensi untuk pengukuran sampel sedimen laut Jepara, Madura, Parepare, Bangka dan Balikpapan berturut-turut sebesar 0.8621, 0.8266, 0.8026, 0.7705 dan 0.7406.

Gambar 3 menyajikan korelasi faktor koreksi efisiensi terhadap kerapatan sampel dalam bentuk grafik. Tampak bahwa kerapatan sampel berbanding terbalik dengan faktor koreksi efisiensi. Namun, dalam kaitannya dengan faktor koreksi efisiensi, yang menjadi hal utama yang harus diperhatikan bukanlah besar atau kecilnya kerapatan, tetapi besarnya perbedaan kerapatan sampel dengan kerapatan sumber standar. Sumber standar tanah IAEA *Reference Material 375 Soil* yang digunakan dalam penelitian ini memiliki kerapatan sebesar 0.842 gram/cm³. Sementara itu kerapatan terkecil dari sampel yang digunakan adalah sebesar 1.1044 gram/cm³ (lihat Tabel 2), sehingga semakin besar kerapatan sampel, maka semakin besar pula selisihnya dengan kerapatan sumber standar. Jika kerapatan sampel mendekati kerapatan sumber standar, maka faktor koreksi efisiensi akan mendekati nilai 1. Dengan menggunakan metoda regresi linier terhadap kelima data faktor koreksi efisiensi, diperoleh persamaan,

$$C_f = -0.316 \Delta\rho + 0.941 \quad (7)$$

Dimana,

C_f : faktor koreksi efisiensi

$\Delta\rho$: selisih kerapatan sampel dengan kerapatan sumber standar

KESIMPULAN

Kerapatan matriks sampel sangat mempengaruhi besarnya koefisien atenuasi linier sampel terhadap foton gamma. Oleh karena itu, pada pengukuran aktivitas sampel dengan sistem spektrometri gamma, koreksi terhadap efisiensi pengukuran harus dilakukan. Faktor koreksi efisiensi dapat ditetapkan dengan metoda transmisi. Semakin kecil perbedaan kerapatan antara sampel dan sumber standar, maka nilai faktor koreksi efisiensi semakin mendekati angka satu.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. McMahon, C. A., et al. 2004. Determination of Self-absorption Correction for Gamma Analysis of Environmental Samples: Comparing Gamma-absorption Curves and Spiked Matrix-matched Samples. *Applied Radiation and Isotopes* 60, 571-577.
- [2]. San Miguel, E. G., et al. 2002. ²¹⁰Pb Determination by Gamma Spectrometry in Voluminal Samples (Cylindrical Geometry). *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A* 493, 111-120.
- [3]. Melquiades, F. L., Appoloni, C. R. 2001. Self-absorption Correction for Gamma Spectrometry of Powdered Milk Samples using Marinelli Beaker. *Applied Radiation and Isotopes* 55, 697-700.
- [4]. Garcia-Talavera, M., Pena, V. 2004. A Hybrid Method to Compute Accurate Efficiencies for Volume Samples in Y-ray Spectrometry. *Applied Radiation and Isotopes* 60, 227-232.
- [5]. Marsia, M. 2010. Peta Sedimen Permukaan Dasar Laut. Pusat Penelitian dan Pengembangan Geologi. Bandung.

EFFECTS OF CONCENTRATION AND BODY SIZE ON THE BIOACCUMULATION OF MERCURY ON THE ARK COCKLES *ANADARA ANTIQUATA*

Wahyu Prihatini¹, Heny Suseno², Dedy Duryadi Solihin³,
Kadarwan Soewardi⁴, Isdradjad Setyobudiandi⁴

¹ Major of Animal Bioscience, School of Postgraduate, Bogor Agricultural University, Bogor.

² Radioactive Waste Technology Center – National Nuclear Energy Agency, Serpong.

³ Faculty of Mathematics and Natural Science, Bogor Agricultural University, Bogor.

⁴ Faculty of Fisheries and Marine Science, Bogor Agricultural University, Bogor.

ABSTRACT

EFFECTS OF CONCENTRATION, AND BODY SIZE ON THE BIOACCUMULATION OF MERCURY ON THE ARK COCKLES *ANADARA ANTIQUATA*. The kinetics of mercury bioaccumulation on the ark cockles *Anadara antiquata* were investigated by using radiotracer. An aquaria experiments applied to two groups of cockles, that were smaller (10-20mm) and bigger cockles (35-45 mm), three individuals each, with two replications. Four Hg^{2+} concentration (0.0025; 0.005; 0.01; and 0.02 $\mu g.L^{-1}$) with 0.5 $Bq.L^{-1}$ of $^{203}Hg^{2+}$ were treated to both groups. The experiments of bioaccumulation lasted for 14 days, continued with 5 days depuration treatments. The observed variables were Bioconcentration Factor (BCF), uptake rates, efflux rates, contents of mercury in the body, and elimination rates of mercury. The models to predict BCF and elimination rates also had made. The results showed that Hg^{2+} bioaccumulation on smaller cockles was higher than bigger cockles. The increased of Hg^{2+} concentration in the water decreased the BCF on both groups. By the steady state of exposure period, the Bioconcentration Factor (BCF) of Hg was 775,532 on smaller cockles, and 378,708 on bigger cockles. The increased of Hg^{2+} concentration in the medium effected the increased of Hg^{2+} efflux rates, and Hg^{2+} contents in the body on both groups, but decreased the uptake rates on bigger cockles. There were no significant differences of Hg^{2+} retention percentage during depuration time on both groups.

Keywords: Bioaccumulation, mercury, kinetic, Bioconcentration Factor, *Anadara antiquata*.

ABSTRAK

Pengaruh konsentrasi merkuri dan ukuran tubuh terhadap bioakumulasi merkuri pada kerang bulu *Anadara antiquata*. Kinetika bioakumulasi merkuri pada *Anadara antiquata* telah diteliti dengan menggunakan perunut radioaktif. Eksperimen akuaria dilakukan terhadap kelompok kerang ukuran kecil (10-20 mm) dan besar (35-45 mm), masing-masing tiga ekor, dengan dua ulangan. Digunakan empat konsentrasi Hg^{2+} dalam air (0,0025; 0,005; 0,01; and 0,02 $\mu g.L^{-1}$) yang mengandung 0,5 $Bq.L^{-1}$ perunut $^{203}Hg^{2+}$. Percobaan bioakumulasi berlangsung selama 14 hari, diikuti dengan depurasi selama 5 hari. Peubah yang diukur adalah Faktor Biokonsentrasi (BCF), laju pengambilan, laju fluks masuk, kandungan Hg^{2+} dalam tubuh, serta laju pelepasan Hg^{2+} . Dihasilkan pula model untuk memprediksi BCF dan laju pelepasan Hg^{2+} . Hasil penelitian menunjukkan BCF Hg^{2+} pada kerang ukuran kecil lebih tinggi dibandingkan kerang ukuran besar. Peningkatan konsentrasi Hg^{2+} di air menyebabkan penurunan BCF kedua kelompok kerang. Pada kondisi tunak, diperoleh nilai BCF 775.532 pada kerang ukuran kecil; dan 378.708 pada kerang ukuran besar. Peningkatan konsentrasi Hg^{2+} di air menyebabkan peningkatan laju fluks masuk dan kandungan Hg^{2+} di tubuh kedua kelompok kerang, namun cenderung menurunkan laju pengambilan Hg^{2+} pada kerang besar. Persentase retensi Hg^{2+} antar kedua kelompok kerang tidak berbeda nyata selama masa depurasi.

Kata kunci: Bioakumulasi, merkuri, kinetik, Faktor Biokonsentrasi, *Anadara antiquata*

INTRODUCTION

Bivalves as benthic fauna could reflect the bioavailability of heavy metals in aquatic environment, and act as biotransfer the contaminants to higher trophic levels in the food chain. The strategies of metal handling and storage by bivalves, effected the metal sequestration and storage in the environment. Inorganic mercury (Hg^{2+}) often found as contaminants in aquatic ecosystems, and has high toxicity to animals/human [1, 2]. Adequate management of the environment requires the correct tools, which will allow us to accurately predict the fate and effects of contaminants within the environment. Considering that mercury capable to biomagnificate along the food chain, bivalves tend to accumulate high concentrations of this element. Because of human health concerns, mercury accumulation in bivalves has been studied thoroughly. Mercury concentrations have been found to increase with species trophic level and longevity, as well as bivalves age [3, 4, 5, 6].

Studies of Hg^{2+} bioaccumulation in the fields, generally analyzed the Bioaccumulation Factor (BAF), that is the ratio of Hg^{2+} concentration in the organism to its concentration in the abiotic components. The BAF analyzing typically measured under fields conditions, that include the total mercury concentration in the water, particulates, sediment, and in their food. When measuring BAF, the dissolved mercury concentration is affected by site-specific organic matter conditions in the water column [7]. In the laboratory works, the bioaccumulation is represented by the Bioconcentration Factor (BCF), that can be calculated as the ratio of mercury concentration in organism and its concentration in the water at steady state. The steady state calculation, also referred to as the "plateau" method, is only valid if a steady state actually occurs. The BCF values ($g \cdot ml^{-1}$) can also be determined kinetically as the ratio of the chemical uptake rates ($g \cdot ml^{-1} \cdot day^{-1}$) from water and the depuration rates (day^{-1}). The BCF can only be measured in controlled laboratory condition, without dietary intakes. The chemical concentration in water is able to pass through biological membranes, and is "bioavailable" for uptake by organism [4, 5, 7].

The bioaccumulation of trace elements in aquatic organisms can be described with a biokinetic model, that includes linear expressions for uptake and elimination from dissolved sources [8]. The use of a radiotracer as a marker in the biokinetic approach of heavy metal bioaccumulation has been more developed. Radiotracer has many advantages, among them are non-invasive, precise, and continuity. Intrinsic radiotracer could use for the identification and observation of the physical, chemical, and biological processes. The biokinetics approached in the aquatic fauna mostly use a single compartment model, which assumed that bioaccumulation is an equilibrium of the filtration rate through the respiration system, with the elimination rates from the body [8]. The kinetics study of mercury bioaccumulation on cockles, a group of bivalves that buried parts of their body in to the sediment, still less informed. The Hg bioaccumulation studies on bivalves mostly reported in the Mytilidaemussels (ie. *Mytilus*), Ostreidae oysters (ie. *Crassostrea*), scallops (ie. *Pecten*), and clams (ie. *Corbicula*) [2, 4, 9, 10], while in the cockles were very limited. The investigations of mercury bioaccumulation by cockles family Arcidae mostly reported on the blood cockles *Anadara granosa* [11, 12, 13] that has higher important economic values.

Most previous studies measured the concentration of different Hg species in different tissues of bivalves [3]. The process of Hg bioaccumulation is the result of interaction of physiology (growth, absorption, accumulation), chemical (concentration, speciation, bioavailability), and environment factors (temperature, dietary concentration) [14, 1]. The uptakes of Hg to the cockles body runs through gill membranes, epidermis, and mucosal layers, then accumulates mainly in the gills and hepatopancreas [4, 1]. Most studies examined the trophic transfer of Hg by collecting abiotic (water and sediment) and biotic (phytoplankton, zooplankton, bivalves, and fish) compartments, then analyzing the respective Hg concentrations. However, those studies did not provide information regarding the uptake and removal kinetics of the Hg compounds, which are important parameters in interpreting and predicting the food chain transfer of Hg [2]. On the other hand, in estuarine and coastal environments, various environmental factors including pollutant input, salinity, temperature, and food availability can vary widely. Those external factors were known to influence the metal bioaccumulation in organisms, by changing either the bioavailability of dissolved and particulate metals in water, or physiological attributes of organisms [1].

Kinetic modeling has recently been successfully employed in predicting the exposure pathways and concentrations of metal contaminants in marine invertebrates [3, 4, 15]. There are, however, only a few reports addressing the application of kinetic modeling to trace element accumulation in cockles. Mechanistic understanding of Hg bioaccumulation, may be possible through measurements of several physiological parameters described in the kinetic model, including the uptake rate constant from the aqueous source, and the efflux rate constant [16, 4, 6].

In this investigation, we quantified the Hg^{2+} bioaccumulation and depuration from aqueous phases by *A. antiquata*, under varying concentration of dissolved Hg^{2+} , and body sizes of cockles.

MATERIAL AND METHODS

Cockles and Radioisotope

Anadara antiquata (10 to 45mm) were taken from Dadap, Tangerang Province of Banten, Indonesia, and transported in the cooler box to the laboratory. The cockles were acclimatized in UV clean aerated seawater for 14 days, and fed with T ISO algae twice a day. The radiotracers $^{203}\text{Hg}^{2+}$ we use (in 0.1 N HCl) purchased from The Center for Radioisotope Production, National Nuclear Energy Agency of Indonesia [16].

The Uptake and Eliminating of Hg at Different Ambient Concentrations

The uptake of Hg (added as stable HgCl_2) was determined at four different ambient Hg concentrations (0.0025; 0.005; 0.01; and $0.02 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) in water, with $0.5 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ of $^{203}\text{Hg}^{2+}$. Methods of experiments based on, and modified from Suseno *et al* [16]. Three individual cockles were exposed in three liters of seawater in each concentration. Cockles were removed everyday from the radioactive medium, rinsed twice (transferred from one beaker to another) with filtered non-radioactive water, counting their body weights, then their radioactivity counted non-destructively by a NaI gamma detector at 279 keV, which was corrected for counting efficiency and geometry. Following the radioactivity measurements, each cockles were returned to the radioactive medium.

After 14 days of accumulation experiments, immediately followed by depuration treatments, by moving the cockles to the clean aerated seawater, without Hg and radiotracer. The depuration experiments conducted for four days, and cockles traced twice a day.

Data Analyse

The uptake of radiotracers from water was expressed as change in bioconcentration factors (BCF). The BCF of Hg was calculated as the ratio of the $^{203}\text{Hg}^{2+}$ radioactivity in the cockles ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) to the radioactivity in the water ($\text{Bq}\cdot\text{ml}^{-1}$), calculated as the mean before and after exposure for each time point. The uptake rate was calculated as the slope of the linear regression between BCF and the time of exposure, multiplied by the dissolved Hg concentrations. Uptake kinetics were described using a single component first order kinetic model [2, 8]:

$$\text{BCF}_t = \text{BCF}_{ss} (1 - e^{-k_u \cdot t}) \quad (1)$$

Where BCF_t and BCF_{ss} are the concentration factors at time t (d) and steady state, respectively, and k_u is the uptake rate constant (d^{-1}). Radiotracer elimination was expressed in terms of percentage of remaining radioactivity, i.e. radioactivity at time t divided by initial radioactivity measured in the organisms at the beginning of the depuration period. When radiotracer loss plotted against time displayed an exponential shape, the kinetics were described by single-component exponential model:

$$A_t = A_0 \cdot e^{-k_e \cdot t} \quad (2)$$

Where A_t and A_0 are remaining activities (%) at time t (d) and 0, respectively, and k_e is the depuration rate constant (d^{-1}) which allows the calculation of the radiotracer biological half-life ($t_{1/2b}$).

$$T_{1/2b} = \ln 2 / k_e \quad (3)$$

RESULTS AND DISCUSSION

Bioaccumulation of Hg from the aqueous phase

The direct aqueous uptake of mercury by cockles plays significant role in the mercury bioaccumulation process [13, 4]. However, subtle differences in Hg uptake rates when combined with the temporal variability in dissolved Hg in most water ecosystems, can alter the Hg

burdens[17]. In this experiment, the accumulation of Hg was determined by exposing the cockles to Hg in difference exposure concentrations.

The time of exposures and Hg concentration affected the bioaccumulation (represented by BCF) on *Anadara antiquata*. Smaller cockles had higher BCF than bigger cockles (Fig. 1) in all concentration of Hg treatments. Smaller cockles in the lowest concentration of Hg^{2+} ($0.0025 \mu g.L^{-1}$) showed the highest BCF (Fig. 1a), as compared to other Hg^{2+} concentrations. During the first 12 days of exposure, the quantified BCF exhibited an approximately linear uptake patterns. There was however a significant differences in the calculated BCF among the four experimental concentrations.

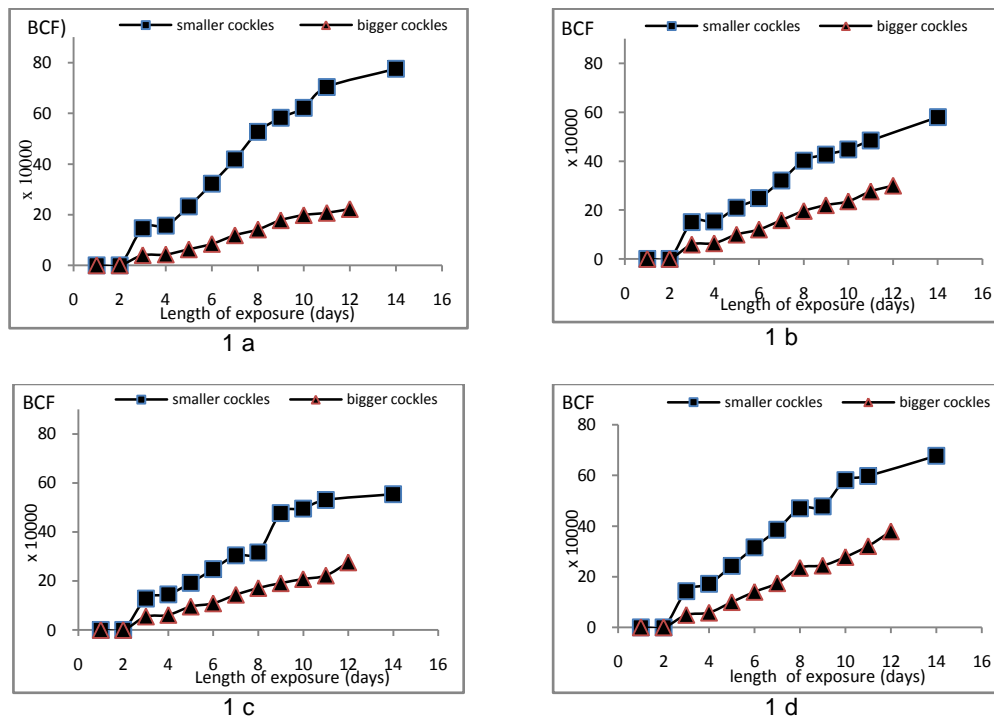


Figure 1. Bioaccumulation of Hg^{2+} by *Anadara antiquata* in the medium concentration: a) 0.0025 b) 0.005 c) 0.01 d) 0.02 $\mu g.L^{-1}$.

Because Hg accumulation in cockles was linear over 0 to 12 days of exposure, it was possible to calculate uptake rate of Hg^{2+} from kinetic measurements. We regressed the calculated BCF against time of exposure (from 0 to 12d) at each Hg concentration. The slope of linear regression represented the uptake rates. BCF at highest concentration ($0.02 \mu g.L^{-1}$) was 1.15 times lower than at lowest concentration ($0.0025 \mu g.L^{-1}$) on the smaller cockles, and it was 0.59 times lower on the bigger cockles. The whole body BCF of Hg by the scallop *Pecten maximus* was 228 ± 92 at the end of 7d [4], while in the cuttlefish *Sepia officinalis* was 260 at the end of 10d uptake [18].

Although the experimental exposure only carried out for 14 days, the activities recorded in the whole body of *A. antiquata* suggest that they would efficiently accumulate Hg directly from water. Bioavailable metal fraction generally in the form of divalent cations [19]. Inorganic mercury (Hg^{2+}) has high bioavailability that caused high toxicity and persistency to the aquatic organism [20]. The high affinity of Hg^{2+} to the intracellular ligands, allowing the occurrence of bioaccumulation in organisms exposed [2]. Smaller cockles (assumed as young cockles) have more intense metabolic activity, including the capacity of Hg^{2+} metabolism and detoxification or excretion processes. The bioaccumulation of Hg^{2+} into the cockles body affected by its distribution in the circulatory system, and its nature of lipophilic affinity, that make them easily and quickly absorbed from the water into the body cells and fluid system [21]. The ratio of the body surface area to the body volume on the

smaller cockles is larger than on the bigger cockles [22], these also contribute to the higher Hg^{2+} bioaccumulation in smaller cockles.

The chemical process of bioaccumulation consists of two stages [23, 3]. The first step is the adsorption of Hg^{2+} in the cell membrane without rapid action of the enzyme for several tens of hours. At the second stage, Hg^{2+} binds to the molecules in recipient cells, or elsewhere in the body, after transported by the haemolymph. This second stage involves the enzyme works. Based on those, the early stages of Hg^{2+} bioaccumulation in *A. antiquata* was lasts for 72 hours. In the next stage, more obvious differences were showed between both groups due to the dissolved Hg^{2+} concentration, and the length of Hg^{2+} exposure time. The bigger cockles reached the steady state earlier than smaller cockles. At the steady state condition, cockles tried to reduce the effects of Hg^{2+} toxicity through detoxification and/or excretion process, balancing the content of Hg^{2+} in the body to tolerate toxic effects [24].

High affinity of Hg^{2+} with lipids in the body effected to higher accumulation than other heavy metals do [20]. On smaller cockles, this condition was altered by high intensity of metals metabolism. Ions of dissolved Hg^{2+} runs into the cockles body through the gills, which acts as an interface between external environment and the internal body [10]. The phenomena of animal growth dilution inversely related to the bioaccumulation of Hg^{2+} . The concentration of Hg^{2+} in the body fluids becomes more dissolved due to the increasing volume of body tissue, during the growth period of animals [22, 3].

The Models of Hg^{2+} BCF

A model created by fitting the BCF steady state (Fig. 2) has been constructed to predict the Hg^{2+} bioaccumulation on *A. antiquata*. The highest predicted BCF was found from the lowest Hg^{2+} concentration ($0.0025 \mu g \cdot L^{-1}$). On the bigger cockles, the BCF from higher Hg^{2+} concentrations were much below the lowest Hg^{2+} concentration (Fig. 2b).

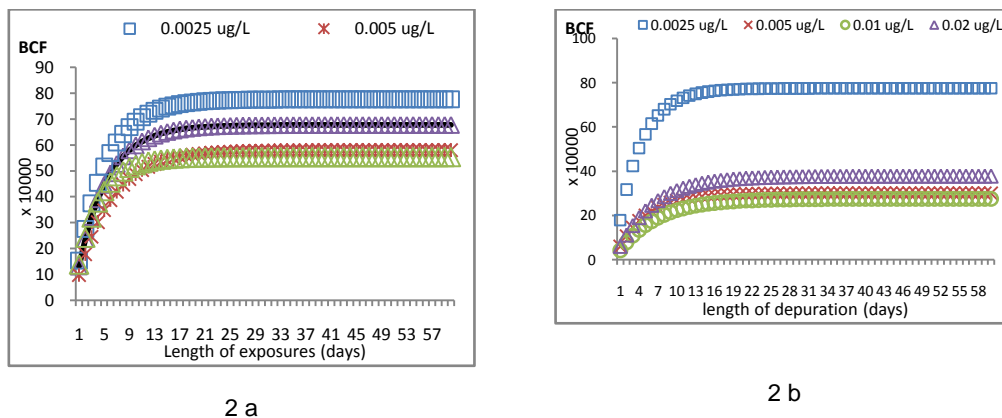


Figure 2. Models of Hg^{2+} bioaccumulation on *A. antiquata*: a) small cockles; b) big cockles

The steady state BCF is the condition when the uptake rates is equal with the elimination rates from the body. The bioaccumulation of Hg^{2+} into the body was influenced by the concentration of Hg^{2+} in the medium, and its body fluids [21]. The ratio of body fluids and body volume contributes to easier absorption, and quicker circulation of Hg^{2+} metabolism on smaller cockles [3].

The increasing of Hg^{2+} concentration in the water effected to the decreased of Hg^{2+} bioaccumulation on the tilapia fish *Oreochromismossambicus* [16], but in the fish *Plectorhinchusgibbosuaik* the opposite results happened [19]. Various of animal physiological devices, such as uptake rates, excretion rates, or the numbers of ligand that bind the metals, has influenced by the species-specific capacity, which determines the ability of species to regulate metals in their bodies [5]. Some toxic metals will be excreted out of the body; metals that is not excreted will be accumulated in the body [3].

Multiplied the BCF steady state with the concentration of Hg^{2+} in medium, showed the contents of Hg^{2+} in cockles body [16]. Based on the steady state in this experiments, Hg^{2+} concentrations 0.0025 to $0.02 \mu g \cdot L^{-1}$ in the water, caused the Hg^{2+} content in *A. antiquata* body

ranged from 0.43 to 2.98 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ net weights. The Decree of Indonesia Minister of Marine and Fisheries No:KEP.17/MEN/2004 on the quality standard for live bivalves and its processed products, stated that maximum mercury content is 0.5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ net weights. Based on this decree, *A. antiquata* had high capacity to tolerate the Hg^{2+} accumulation; their steady state condition would be achieved in 14 days, and the Hg^{2+} contents in their body were exceeded the quality standard.

The Hg^{2+} uptake rates

The Hg^{2+} uptake rates ($\text{L}\cdot\mu\text{g}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$) on the bigger cockles tends to decrease according to the increasing concentration of dissolved Hg^{2+} ($Y = 0.018 - 0.045 \ln X$; $r^2 = 0.84$) (Fig. 3), but on the smaller cockles, there was no regression relationship between dissolved Hg^{2+} concentration and the uptake rates, based on the analysis of variance. On the bigger cockles, the uptake rates tended to decrease along with the increasing concentration of Hg^{2+} in water.

It must be recognized that metals cross cell membranes in a process that is essentially passive, although endocytosis may occur. It is thought that cell membranes possess aqueous channels that are lined with hydrophobic portions of protein and lipid molecules. The diameter of these channels could impede solute transport due to steric hindrances at the site of entrance. Type B metals, such as Hg, can form complexes that cross membranes based on their lipid solubility [25, 2].

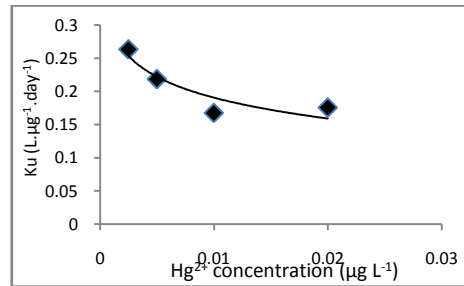


Figure 3. Correlation of Hg^{2+} concentration in water and uptake rates, on bigger *A. antiquata*

The Hg^{2+} uptake rates by aquatic invertebrates is directly proportional to its concentration in the environment [8]. The Hg^{2+} uptake rates was consistent with the binding affinity of Hg^{2+} and the sulfur ligands in the enzyme system. The facilitated diffusion by sulfur containing ligands may be a major pathway for Hg^{2+} uptake. In this study, the *A. antiquata* has decreased their uptake rates, in line with the increasing concentration of Hg^{2+} in water. The oyster *Saccostrea cucullata* had increased their uptake rates disproportionately in line with the increasing concentration of Hg^{2+} in water. It appears that *S. cucullata* slightly reduced the uptake rates as a response to the increasing dissolved Hg^{2+} [2] and it similar with that we found on *A. antiquata*. The uptake and bioaccumulation of metals in organism influenced by the species-specific capacity in regulating metals [5].

The Hg^{2+} efflux rates

The efflux reflects the quantity of Hg^{2+} from the external environment that are internalized in the cockles body. The efflux is obtained by multiplying the uptake rates constant (k_u) by the concentration of Hg^{2+} in the water [16]. Increasing concentration of Hg^{2+} in the water was increased the efflux. Before reaching the steady state condition, the efflux rates is greater than the elimination rates, but after the steady state achieved, the efflux is equal with the elimination rates [5].

The increasing concentrations of Hg^{2+} in the water had increased Hg^{2+} efflux on both groups. The linear regression between Hg^{2+} efflux and the concentration of Hg^{2+} in the water was $Y = 9.10 \times 10^{-5} + 0.221X$, with $r^2 = 0.95$ (on smaller cockles); and $Y = 0.0002 + 0.162 X$, with $r^2 = 0.99$ (for bigger cockles) (Fig. 4). The Hg^{2+} efflux on smaller cockles ranged from $5.49 \times 10^{-4} \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ to $4.3 \times 10^{-3} \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$, whilst on the bigger cockles ranged from $6.58 \times 10^{-4} \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ to $3.51 \times 10^{-3} \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$. The efflux on smaller cockles was higher than bigger cockles.

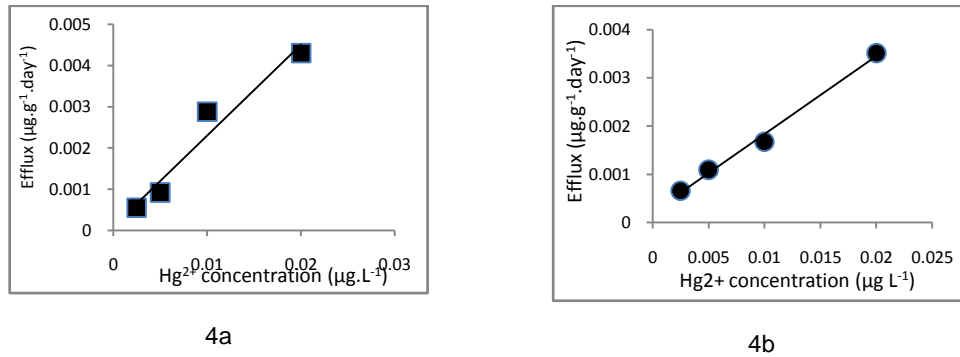


Figure 4. Correlation of Hg^{2+} concentration with Hg^{2+} efflux on *A. antiquata*:
 a) smaller cockles; b) bigger cockles

Our findings was accordance with those found on the oyster *Saccostreacucullata*[2]. The increased efflux rates into the cockles body, potentially raised the toxicity effects. The metal toxicity is not determined by the total concentration of metal that accumulates, but rather by a threshold concentration of metals that can be metabolized by the body. If the metals efflux rates is faster than its elimination rates, the concentration of metals that are available to be metabolized by the body will increase beyond the threshold, so that the metals starts to bind in the places of normal metabolic function [3].

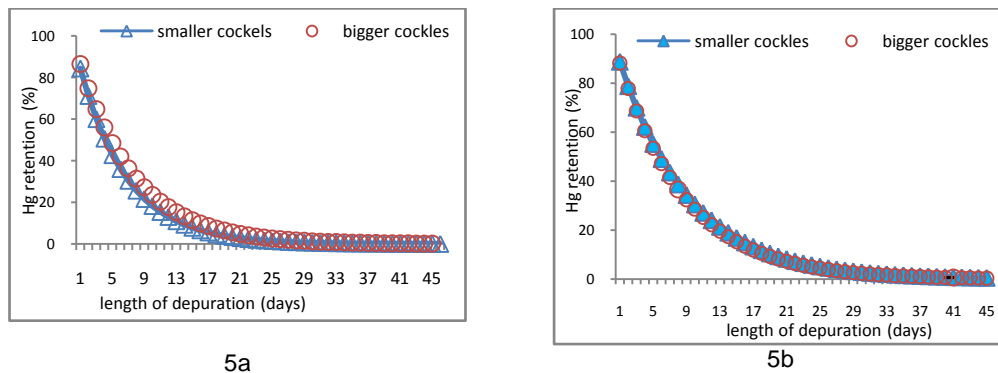
The concentration of Hg^{2+} that internalized into the *A. antiquate* body, raised the consequences for the other organism, due to the phenomena of metals biomagnification transferred to the higher trophics levels in the food chain[10, 21].

The Hg^{2+} elimination rates

The entire metal that accumulates in the body will be regulated through metabolic processes, or released through the process of detoxification and/or excretion. All non-essential metals (including heavy metals) will detoxified from the body, among others by strong tied to a particular site that is difficult to be separated again [3].

Toxic conditions encourage thel body to control the speed, and direction of metabolic circuits, which include changes in the number of molecules of enzyme, also enzyme function and control [26].Cockles body able to synthesize a set of stress proteins, such as protein metallothionein (MT), which is a cytosolic protein that could bind heavy metals. MT protein plays an important roles in the mechanism of detoxification of the body shell, because it limits the distribution of metals in the body systems of animals [27, 28].

The Hg retained (%) in cockles body were observed during the depuration treatments, and used for modeling purposes of Hg^{2+} elimination rates by *A. antiquata*. The results showed that percentage of fraction retention did not significantly different between both groups (Fig. 5).



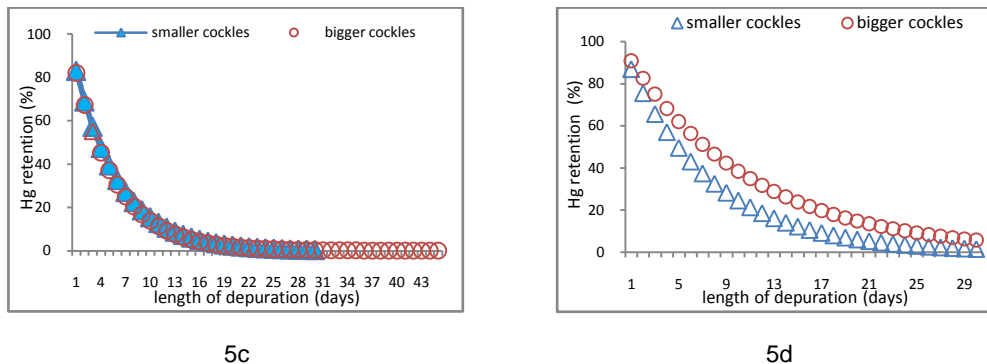


Figure 5. Prediction of Hg^{2+} release on *A. antiquata*: a) 0.0025; b) 0.005; c) 0.01; d) 0.02 $\mu g.L^{-1}$

The toxic condition initiates the body to control the metabolic speeds and directions, such as an increase or decrease of enzyme molecules, changes the working enzymes, or enzymes function [26]. After 14 days exposed to Hg^{2+} , it appeared that *A. antiquata* could eliminated Hg^{2+} content in their bodies as soon as they moved into the clean, uncontaminated water. Various species of aquatic organism have different abilities to regulate Hg^{2+} , the condition influenced by species-specific capacity [29, 5].

CONCLUSION

1. By the steady state of exposures period, smaller *Anadara antiquata* had higher Hg^{2+} Bioconcentration Factor (775,532) than bigger cockles (378,708).
2. Based on BCF models, bioaccumulation capacities of *A. antiquata* would higher in the lower concentration of Hg^{2+} in water. The steady state achieved in 15d on smaller cockles, and 13d on bigger cockles.
3. Increased concentration of Hg^{2+} in the water decreased the Hg^{2+} uptake rates on bigger cockles, but showed no regression correlation on smaller cockles.
4. Increased concentration of Hg^{2+} in the water was increased the Hg^{2+} effluxes on both groups. The smaller cockles had higher efflux than bigger cockles. The accumulated Hg^{2+} in the body ranged from $0.43 \mu g g^{-1}$ to $2.98 \mu g g^{-1}$ net weights, with the effluxes ranged from 5.49×10^{-4} to $4.3 \times 10^{-3} \mu g g^{-1} day^{-1}$.
5. Based on the models, there were no significant differences of Hg^{2+} elimination rates among both groups of *A. antiquata*.

REFERENCES

- [1]. GUPTA S.K, SINGH J. 2011. Evaluation of mollusc as sensitive indicator of heavy metal pollution in aquatic system. 2011. *The IIOAB Journal* (ISSN:0976-3104). Review Article. Vol. 2. Issue 1: 49-57.
- [2]. BLACKMORE, G., WANG, W.,X. 2004. The transfer of cadmium, mercury, methyl mercury and zinc in an intertidal rocky shore food chain. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 307: 91– 110.
- [3]. RAINBOW P.S. 2006. Trace metal bioaccumulation: Models, metabolic availability, and toxicity. *Environment International* 33 (4): 576-582.
- [4]. METIAN M, WARNAU R, COSSON P, OBBERHANSLIF, BUSTAMANTEP. 2008. Bioaccumulation and detoxification processes of Hg in the scallop *Pecten maximus*: field and laboratory investigations. *Aquatic Toxicology* 90 (3): 204-213.
- [5]. CARDOSO, PGAI, LILLEBO E., PEREIRA A., DUARTE C., PARDALM.A.. 2009. Different mercury bioaccumulation kinetics by two macrobenthic species: the bivalve *Scrobiculariaplana* and the polychaete *Hedistea diversicolor*. *Marine Environmental Research* 68 (1): 1-22.

- [6]. SUSENO H, HUDIYONO P.S, BUDIAWAN, WISNUBROTO D.S. 2010. Effects of Concentration, Body Size and Food Type on the Bioaccumulation of Hg in Farmed Tilapia *Oreochromismossambicus*. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences* 4 (5): 792-799.
- [7]. ARNOT,JA., GOBAS, FAPC. 2006. A Review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* 14: 257-297.
- [8]. LUOMA S.N, RAINBOW P. 2005. Why Is Metal Bioaccumulation So Variable? Biodynamics as a Unifying Concept Critical Review. *Environmental Science & Technology* 39 (7): 1921-1931.
- [9]. LEE J.S, LEE B.G. 2005. Effects of Salinity, Temperature and Food Type on the Uptake and Elimination Rates of Cd, Cr, and Zn in the Asiatic Clam *Corbiculafluminea*. *Ocean Science Journal* 40(2): 79-89.
- [10]. TORRES R.J, CESAR A, PEREIRA C.D.S, CHOUERI R.B, ABESSA D.M.S, do NASCIMENTO P.S, FADINI M.R.L, MOZETO A.A. 2012. Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Mercury in Oysters (*Crassostrearthizophorae*) from Two Brazilian Estuarine Zones. *International Journal of Oceanography* Vol. 2012. Article ID 838320, 8p.
- [11]. SUWANJARAT, C. PITUKSALEE, S. 2009. Thongchai. Reproductive cycle of *Anadaragranosa* at Pattani Bay and its relationship with metal concentrations in the sediments. *Songklanakarin J. Sci. Technol.* 31 (5): 471-479.
- [12]. KOK-KEE W., NOOR A.M.D, OTHMAN R, DIN Z, WAN K.L, SURIF S. 2009. Identification and Characterisation of a Copper-inducible Metallothionein Gene from Cockle *Anadaragranosa*. *SainsMalaysiana* 38 (3): 287-294.
- [13]. YAP C.K, AZLAN M.A G, CHENG W.H., TAN S.G. 2011. Accumulation and Depuration of Cu and Zn in the Blood Cockle *Anadaragranosa*(Linnaeus) under Laboratory Conditions. *Pertanika J. Trop. Agric. Sci.*34 (1) : 75 – 82.
- [14]. GUZMÁN-GARCÍA X, BOTELLO AVL. MARTINEZ-TABCHE, H. GONZÁLEZ -MÁRQUEZ. 2009. Effects of heavy metals on the oyster (*Crassostreavirginica*) at Mandinga Lagoon, Veracruz, Mexico. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.)* 57 (4): 955-962.
- [15]. CASAS C., BACHER S. 2006. Modelling Trace Metal (Hg and Pb) Bioaccumulation in the Mediterranean Mussel, *Mytilusgalloprovincialis*. Applied to environmental monitoring, *Journal of Sea Research*, 56 (2): 68-181.
- [16]. Suseno H. 2011. Bioakumulasi merkuri dan metal merkuri oleh *Oreochromismossambicus* menggunakan aplikasi perunut radioaktif: Pengaruh konsentrasi, salinitas, partikulat, ukuran ikan, dan kontribusi jalur pakan. Disertasi. FMIPA Universitas Indonesia. 18-22, 26-32, 48-49.
- [17]. WANG W.X, WONG R.S.K. 2003. Bioaccumulation Kinetics and Exposure Pathways of Inorganic Mercury and Methylmercury in a Marine Fish. The Sweetlips *Plectorhinchusgibbosus*. *Mar. Ecol. Prog Ser.* 261: 257-268.
- [18]. LACQUE-LABARTHE T, WARNAU M, OBERHANSLI F, TEYSSIE JL, BUSTAMANTE P. 2009. Bioaccumulation of Inorganic Hg by the Juvenile Cuttlefish *Sepia officinalis* Exposed to Hg Radiolabelled Seawater and Food. *Aquat Biol.* 6: 91-98.
- [19]. WANG W.X, YAN Q.L, FAN W, XU W.Y. 2002. Bioavailability of sedimentary metals from a contaminated bay. *Marine Ecology Progress Series* 240: 27-38.
- [20]. RAVICHANDRAN M. 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter a review. *Chemosphere* 55: 319-331.
- [21]. KOJADINOVICJ. 2007. Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian. *Ocean Science of the Total Environment* 366: 688-700.
- [22]. SCHARA M, NEMEC I. FALNONGA, KOBAL A.B, KVEDER M, SVETEK J. 2001. The Action of mercury on cell membrane. *Cellular & Molecular Biology Letters* 6: 299-304.
- [23]. CHOJNACKA K, WOJCIECHOWSKI P.M. 2007. Bioaccumulation of Cr (III) ions by blue green algae *Spirulina* sp. Part II. Mathematical modeling. *American Journal of Agricultural and Biological Sciences* 2 (4): 291-298.
- [24]. BARKA, S. 2012. Contribution of X-Ray Spectroscopy to Marine Ecotoxicology: Trace Metal Bioaccumulation and Detoxification in Marine Invertebrates. *Ecotoxicology*. Dr. Ghousia Begum (Ed.). ISBN:978-953-51-0027. <http://www.intechopen.com/books/ecotoxicology/contribution-of-xray-spectroscopy-to-marine-ecotoxicology-trace-metal-bioaccumulation-and-detoxific>.

- [25]. CARVALHO R.C, BENFIELD M. C, SANTOSCHI P.H. 1999. Comparative Bioaccumulation Studies of Colloidally Complexed and Free-ionic Heavy Metals in Juvenile Brown Shrimp *Penaeus aztecus* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) *Limnol. Oceanogr.* 44 (2): 403-414.
- [26]. EVANS T.G., HOFMANN G.E. 2012. Defining the limits of physiological plasticity: how gene expression can assess and predict the consequences of ocean changes. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 367: 1733-1745.
- [27]. Baird SK, Kurz T, Brunk UT. 2006. Metallothionein protects against oxidative stress-induced lysosomal destabilization. *Biochem. J.* 394 : 275–283.
- [28]. Amiard JC, Amiard-Triquet C, Barka S, Pellerin J, Rainbow PS. 2006. Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquat. Toxicol.* 76 (2006) 160–202.
- [29]. GOCHFELDM. 2003. Cases of mercury exposure, bioavailability and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56: 174-179.

SEBARAN RADIONUKLIDA ^{239,240}Pu DI AIR PERMUKAAN SELAT BANGKA

Murdahayu Makmur

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif - BATAN

ABSTRAK

SEBARAN RADIONUKLIDA ^{239,240}Pu DI AIR PERMUKAAN SELAT BANGKA. Telah dilakukan penentuan konsentrasi ^{239,240}Pu di air permukaan Selat Bangka. Penelitian ini bertujuan untuk mengumpulkan data dasar (baseline data) berkaitan dengan penetapan daerah Bangka Selatan sebagai salah satu calon tapak PLTN. Metoda yang dilakukan dengan melakukan prekonsentrasi plutonium dari 80 liter air laut yang dilakukan pada Maret dan April 2013 untuk 12 titik pengambilan sampel. Kemudian dilanjutkan dengan purifikasi dan elektrodeposisi plutonium sehingga dapat dilakukan pengukuran dengan spektrometri alfa. Dari hasil pencacahan selama 48 jam, aktivitas ^{239,240}Pu terdeteksi sangat kecil, yaitu sekitar 8.61278E-07 mBq/m³ sampai tidak terdeteksi. Melihat posisi Selat Bangka yang merupakan selat sempit antara Pulau Bangka dan Pulau Sumatera, air laut permukaannya sangat dipengaruhi oleh air sungai yang berasal dari Pulau Bangka dan Pulau Sumatera. Pengaruh tersebut juga terlihat dari salinitas yang rendah karena pengaruh pengenceran dari sungai serta mempunyai suhu yang lebih tinggi dibanding laut sekitar. Dengan demikian, dapat dikatakan kecilnya aktivitas ^{239,240}Pu karena tidak adanya masukan bahan radioaktif dari daerah sekitar dan kecilnya pengaruh arus dunia di selat tersebut.

Kata kunci: Radionuklida, ^{239,240}Pu, air permukaan, Selat Bangka

ABSTRACTS

Determination of ^{239,240}Pu concentrations have been done in surface water of Bangka Strait. This study aims to collect baseline data around of Bangka Island, as a one of the candidate site for the first nuclear power plant in Indonesia. Plutonium pre concentration from 80 liters of seawater was done in March and April 2013 around 12 point sampling. Then that samples was proceed for the purification and electro deposition of plutonium, before measured by alpha spectrometry. The results for 48 hours counting time, the activity of ^{239,240}Pu was very low, less than 8.61278E-07 mBq/m³. Base on the position of the Bangka Strait is a narrow strait between Sumatra and Bangka Island, the sea water is strongly influenced by water from the Sumatera River. The influence is also be characterized by the low salinity due to the effect of dilution of the river and has a higher temperature than the surrounding sea. Thus, it can be said that is the absence of ^{239,240}Pu in the Bangka Strait because no radioactive material inputs from the local area and the small effect of world ocean currents.

Keywords: Radionuclides, ^{239,240}Pu, surface water, Bangka Strait

PENDAHULUAN

Dalam Rencana Pembangunan Jangka Panjang Nasional (RPJPM) Tahun 2005-2025 disebutkan bahwa energi nuklir merupakan bagian dari sistem energi nasional [Dep. ESDM, 2006], sedangkan dalam Perpres No. 5 Tahun 2006 tentang Kebijakan Energi Nasional (KEN) disebutkan bahwa energi nuklir adalah salah satu jenis energi yang akan dikembangkan di masa mendatang. Terkait dengan energy nuklir tersebut, dalam RPJP Indonesia dinyatakan bahwa energi nuklir diharapkan dapat memberikan sumbangan pada system energi nasional (ARN, 2010).

Kepulauan Bangka belitung tidak terlepas dari kebijakan pemerintah pusat mengenai energi, salah satunya adalah rencana pengembangan PLTN. Pengembangan PLTN dimaksudkan untuk memenuhi kebutuhan energi listrik nasional untuk mengantisipasi habisnya sumber daya alam batubara sebagai bahan bakar utama PLTU di Indonesia. Kepulauan Bangka Belitung ideal

untuk dikembangkan PLTN karena secara geologi batuan penyusun kepulauan relatif stabil. Untuk langkah pengembangan PLTN, Pemerintah Provinsi dan Kabupaten telah menyediakan lahan seluas 850 Ha di Muntok Bangka Barat dan 500 Ha di Permis Bangka Selatan (--- 2012).

Berkaitan dengan rencana pembangunan PLTN tersebut harus dilakukan studi tapak pada kandidat lokasi pembangunan PLTN di Provinsi Bangka Belitung. Salah satunya adalah kegiatan monitoring lingkungan laut untuk memperoleh data dasar (baseline) radioaktivitas pada berbagai kompartemen lingkungan laut sebelum pembangunan PLTN. Baseline data radioaktivitas lingkungan laut ini diperlukan bagi perencanaan PLTN dan fasilitas nuklir lainnya. Internasional Atomic Energy Agency (IAEA) mensyaratkan studi ini sebelum operasional seluruh jenis fasilitas nuklir termasuk reaktor riset dan PLTN (IAEA, 2006).

Sampai saat ini penelitian untuk mendapatkan baseline data lingkungan laut di Provinsi Bangka Belitung sangat terbatas, sementara disisi lain kecelakaan nuklir di Fukushima dan rencana pembangunan PLTN di Malaysia dan Vietnam juga harus diantisipasi dampaknya melalui monitoring lingkungan laut. Penelitian ini dilakukan untuk memenuhi salah satu baseline data, yaitu aktivitas plutonium pada air laut permukaan di Selat Bangka. Karena bahan radioaktif tersebut apabila terlepas dari PLTN akan mencemari lingkungan dan secara langsung dan tidak langsung akan berisiko terhadap masyarakat.

METODOLOGI

Penentuan Titik Pengambilan Sampel

Penentuan titik dalam pengambilan sampel dilakukan dengan menggunakan alat GPS (Global Positioning System). Terdapat 12 stasiun pengambilan sampel air laut dengan 2 kali waktu pengambilan, yaitu pada tanggal 20 Maret 2013 sebanyak 4 sampel dan pada tanggal 17 April 2013 sebanyak 8 sampel. Perincian lokasi pengambilan sampel sebagai berikut:

Tanggal 20 Maret 2013

1. Stasiun 1 ($02^{\circ} 36,81'LS$ dan $105^{\circ} 53,66'BT$)
2. Stasiun 2 ($02^{\circ} 35,68'LS$ dan $105^{\circ} 53,10'BT$)
3. Stasiun 3 ($02^{\circ} 36,24'LS$ dan $105^{\circ} 52,69'BT$)
4. Stasiun 4 ($02^{\circ} 38,33'LS$ dan $105^{\circ} 52,32'BT$)

Tanggal 17 April 2013

5. Stasiun 1 ($02^{\circ} 38,40'LS$ dan $105^{\circ} 50,24'BT$)
6. Stasiun 2 ($02^{\circ} 39,14'LS$ dan $105^{\circ} 49,2'BT$)
7. Stasiun 3 ($02^{\circ} 39,90'LS$ dan $105^{\circ} 48,35'BT$)
8. Stasiun 4 ($02^{\circ} 40,37'LS$ dan $105^{\circ} 47,94'BT$)
9. Stasiun 5 ($02^{\circ} 40,80'LS$ dan $105^{\circ} 47,17'BT$)
10. Stasiun 6 ($02^{\circ} 41,29'LS$ dan $105^{\circ} 47,27'BT$)
11. Stasiun 7 ($02^{\circ} 41,64'LS$ dan $105^{\circ} 48,06'BT$)
12. Stasiun 8 ($02^{\circ} 42,18'LS$ dan $105^{\circ} 49,04'BT$)

Pengambilan Sampel

Sampel air yang akan digunakan untuk penentuan plutonium di dalam air laut permukaan dilakukan dengan memasukkan air laut sebanyak 60–80 l ke dalam ember plastik. Sampel dimasukkan tracer ²⁴²Pu dan larutan KMnO₄ jenuh serta larutan MnCl₂ 0,5 M. pH diatur menjadi 8 dengan NaOH dan dibiarkan mengendap. Endapan dipisahkan dan ditampung pada jerigen 5 l yang kemudian di kirim ke laboratorium Bidang Radioekologi Kelautan Serpong Tangerang.

Preparasi Awal

Di laboratorium, endapan dipanaskan dan ditambahkan HCL pekat untuk menjadikan pH larutan menjadi 1. Pada endapan panas ditambahkan larutan hidroksil amin hingga terjadi pelarutan endapan. Peningkatan pH menjadi 9 menyebabkan terjadi pemisahan endapan dan larutan. Kemudian ditambahkan FeCl₃. Larutan dijadikan pH 6-7 dengan penambahan NaOH dan HCl. Larutan dibiarkan semalaman untuk terjadi pengendapan.

Preparasi Sampel

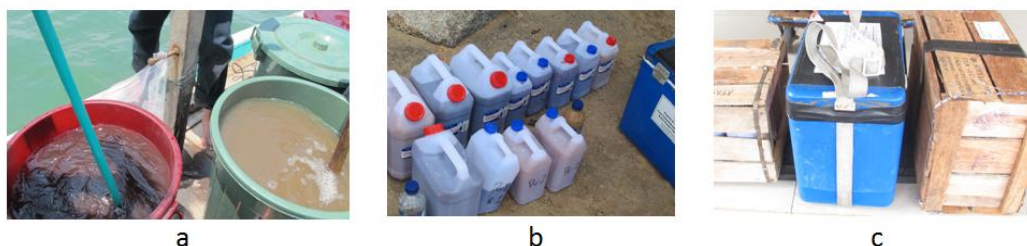
Pemisahan larutan endapan dilakukan dengan menarik sedikit demi sedikit larutan, sehingga endapan tersisa di dasar beker. Kemudian ditambahkan HCl p untuk melarutkan dan dievaporasi. Kemudian ditambahkan 200 ml HNO₃ 3+2 dan NaNO₃ 10 g, dididihkan dan dinginkan. Larutan tersebut disaring dan disiapkan untuk proses pemisahan plutonium dari kation-kation pengganggu lainnya menggunakan resin penukar anion (Nakano, 2007).

Purifikasi dan Pengukuran Plutonium dengan Spektrometri Alfa.

Sebanyak 300 ml larutan sampel kemudian dipurifikasi dari radionuklida lainnya dengan menggunakan kolom penukar ion (Dowex 1-x8, 100-200 mesh). Elusi plutonium dilakukan dengan elutan HCl-HI. Setelah pemanasan dan penambahan H₂O₂, plutonium dielektrodeposisi dalam media asam sulfat pada pH 2 pada plat stainless steel dengan arus 1 A selama 2 jam. Plutonium yang sudah terdeposisi kemudian diukur dengan menggunakan spektrometer alfa (Nakano, 2007).

HASIL DAN PEMBAHASAN

Preparasi air laut permukaan di Selat Bangka dilakukan langsung di laut, dimana dari 60 – 80 liter air laut akan didapatkan endapan yang dimasukkan ke dalam jerigen 5 liter. Sampel dalam bentuk jerigen, kemudian di kirim ke Laboratorium Akuatik Bidang Radioekologi Keluatan di KAWASAN Puspptek Serpong. Proses preparasi dapat dilihat pada Gambar 1 dibawah ini.



Gambar 1. Proses Preparasi Air laut Permukaan in situ (a) pemekatan langsung di kapal, (b)endapan dikumpulkan ke jerigen, (c) pengiriman sampel ke Laboratorium Akuatik BRK

Sampel kemudian dipreparasi lanjut di laboratorium dan kemudian diukur aktivitas ^{239,240}Pu dengan menggunakan spektrometer alfa. Aktivitas ^{239,240}Pu dalam sampel air permukaan di perairan selat Bangka dipresentasikan pada Tabel 1.

Aktivitas ^{239,240}Pu yang terukur sangat kecil dan bahkan ada titik sampel yang tidak terdeteksi plutoniumnya, yaitu berkisar di bawah 8.61278E-07 mBq/m³. Nilai aktivitas ^{239,240}Pu di Selat Bangka ini tidak dapat dibandingkan dengan wilayah laut Indonesia lainnya, karena tidak tersedianya data ^{239,240}Pu di Indonesia. Data akan dibandingkan dengan distribusi radionulida ^{239,240}Pu di lautan dunia.

Studi distribusi radionuklida dalam air laut, samudera pasifik, samuder Hindia dan laut marjinal lainnya telah diplot kedalam 14 kotak lintang di Samudera Pasifik dan 3 Kotak di Samudera Hindia, yang dibagi berdasarkan sistem arus laut yang diketahui, lokasi situs uji coba nuklir, ketersediaan data baru dan probabilitas distribusi radionuklida yang sejenis. Dua belas kotak terletak di Samudera Pasifik dan satu kotal di Samudera bagian selatan. Satu kotak lagi (14), di laut Jepang sebelah timur ditandai sebagai kotak khusus, karena keunikan oseanografinya yang penting dalam studi radioaktifitas laut (Povinec, 2004). Kotak lintang Samudera Pasifik dan Samuder Hindia dapat dilihat pada Gambar 2.

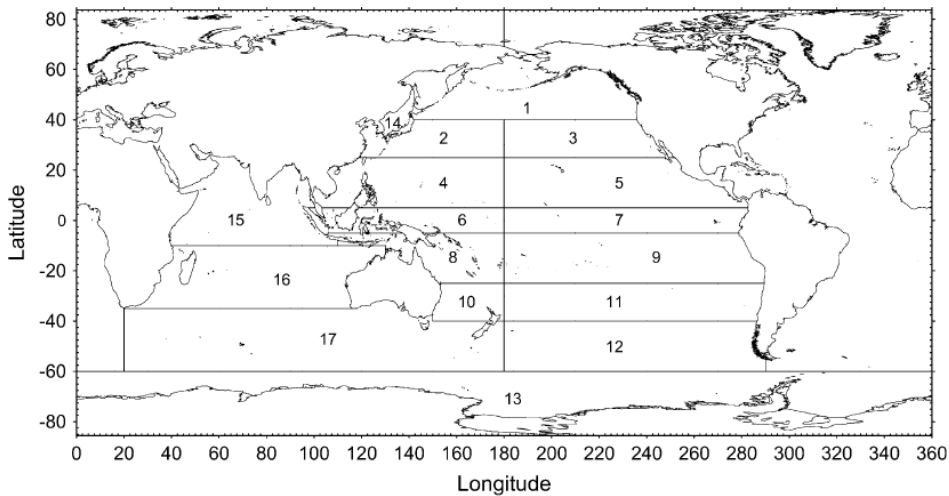
Indonesia terletak pada 6 lintang Utara sampai 11 Lintang selatan yang perairan lautnya masuk dalam kotak 6 dan 8, yang merupakan asal dari arus ekuator. Dimana kotak 6 dan 7 (lintang 5 selatan – 5 utara) masing masing merupakan hulu dan hilir dari arus ekuator selatan. Batas antara kotak 4, 5, dan 6 merupakan arus balik ekuator. Kotak 8 dan 9 (lintang 5 – 25 selatan) masih masing merupakan hulu dan hilir arus ekuator selatan. Masing masing batas antara kotak 6,

7, 8 dan 9 merupakan berhubungan dengan arus balik ekuator selatan, dimana di kotak 9 terdapat lokasi uji senjata Perancis (Mururoa dan Fangataufa). Kotak 10 (25- 40 lintang selatan) berhubungan dengan Laut Tasman dan Kotak 11 (25-40 Selatan) merupakan wilayah pertengahan lautan pasifik (Povinec, 2004).

Tabel 1. Aktivitas ^{239,240}Pu di air permukaan laut Selat Bangka

No	Kode sampel	Tanggal Pengambilan sampel	Koordinat		Aktivitas (mBq/m ³)
			BT	LS	
1	20130320 01	20 Maret 2013	105 ° 53	02 ° 36	2.02692E-07
2	20130320 02	20 Maret 2013	105 ° 53	02 ° 35	2.13055E-07
3	20130320 03	20 Maret 2013	105 ° 52	02 ° 36	4.22857E-07
4	20130320 04	20 Maret 2013	105 ° 52	02 ° 38	7.26338E-07
5	20130417 01	17 April 2013	105 ° 50	02 ° 38	0.000001147
6	20130417 02	17 April 2013	105 ° 49	02 ° 39	1.83238E-07
7	20130417 03	17 April 2013	105 ° 48	02 ° 39	5.95844E-08
8	20130417 04	17 April 2013	105 ° 47	02 ° 40	2.43143E-07
9	20130417 05	17 April 2013	105 ° 47	02 ° 40	3.885E-07
10	20130417 06	17 April 2013	105 ° 47	02 ° 41	8.61278E-07
11	20130417 07	17 April 2013	105 ° 48	02 ° 41	0.000000296
12	20130417 08	17 April 2013	105 ° 49	02 ° 42	Nd

Sumber: Primer 2013



Gambar 2. Kotak lintang Samudera Pasik dan Samudera Hindia (Povinec, 2005)

Pembandingan data plutonium dibandingkan dengan data yang dihimpun oleh Duran et al (2004), yang terdapat pada garis lintang 0 – 40. Data tersebut dikompilasi pada ASPARMAD database dan hanya meliputi belahan bumi utara seperti terlampir pada Tabel 2. Dapat dibandingkan bahwa, nilai konsentrasi $^{239,240}\text{Pu}$ di perairan Selat Bangka jauh dibawah rentang data pada garis lintang $00^{\circ}01' - 05^{\circ}$, yaitu sebesar antara 2,2 – 40,0 mBq/m^3 .

Tabel 2. Konsentrasi $^{239,240}\text{Pu}$ pada air laur permukaan dari berbagai garis lintang

Koordinat	Jumlah sampel	Kisaran (mBq/m^3)	Median (mBq/m^3)
$40^{\circ}01' - 47^{\circ}$	18	3,4 -34,8	13,6
$35^{\circ}01' - 40^{\circ}$	84	2,2 -38,9	7,1
$30^{\circ}01' - 35^{\circ}$	55	2,2 -84,3	5,9
$25^{\circ}01' - 30^{\circ}$	28	1,1 -31,0	4,8
$20^{\circ}01' - 25^{\circ}$	6	3,5 -20,7	6,2
$15^{\circ}01' - 20^{\circ}$	18	3,2 -11,0	6,5
$10^{\circ}01' - 15^{\circ}$	18	0,8 -7,3	4,2
$05^{\circ}01' - 10^{\circ}$	16	1,6 -10,4	2,7
$00^{\circ}01' - 05^{\circ}$	18	2,2 -40,0	3,5

Sumber: Duran et al, 2004

Data konsentrasi ^{239}Pu dari Samudera Hindia, berkisar antara 0,54 sampai dengan 1,64 mBq/m^3 . Tetapi data tersebar di koordianat $20^{\circ} - 24^{\circ}$ lintang selatan. Sedangkan di Samudera Atlantik, konsentrasi ^{239}Pu berkisar pada 0,35 sampai dengan 0,66 mBq/m^3 dengan konsentrasi yang lebih tinggi berada di dekat benua dibandingkan dengan laut lepas (Gastaud, 2011). Walaupun konsentrasi yang terukur di Selat Bangka jauh lebih kecil, tetapi data tersebut mendukung pola jatuhnya radionuklida, dimana paling tinggi di daerah lintang tengah dan semakin kecil ke arah khatulistiwa dan kutub.

Jatuhan radionuklida plutonium di perairan pasifik barat yang dideterminasi pada tahun 1996, dapat dipastikan 39% berasal dari uji senjata nuklir di Pulau Marshal, yang melewati Indonesia dan sampai ke Samudera Hindia melalui arus lintas Indonesia. Data ini berdasarkan pada pengukuran rasio $^{239}\text{Pu}/^{240}\text{Pu}$ pada wilayah Laut Sulu dan Laut Indonesia tahun 1996 (Yamada, 2006).

Mengkaji karakteristik perairan sekitar Pulau Bangka, dimana perairan tersebut dibagi ke dalam 4 (empat) zona berikut faktor faktor yang mempengaruhi perairan tersebut. Selat Bangka terletak di sebelah barat Pulau Bangka, merupakan selat yang sempit yang memisahkan antara pulau Sumatera dan Pulau Bangka. Perairan ini sangat dipengaruhi oleh sungai sungai yang bermuara di perairan tersebut. Salah satunya adalah Sungai Musi. (...2012).

Sedangkan di sebelah selatan Pulau Bangka adalah perairan yang merupakan tepi barat Laut Jawa. Perairan ini dipengaruhi oleh sistem arus Laut Jawa dan Selat Sunda, serta dipengaruhi juga oleh daratan Pulau Bangka dan Pulau Sumatera melalui beberapa sungai yang bermuara di perairan tersebut.

Disebelah utara-barat laut adalah bagian dari selat berhala. Perairan ini di pengaruhi daratan Pulau Bangka dan Pulau Sumatera. Selain itu, daerah ini dipengaruhi pula oleh massa air Selat Malaka. Di sebelah timur- timur laut Pulau Bangka adalah perairan Laut Cina Selatan. Faktor faktor yang mempengaruhi perairan ini terutama diperoleh dari massa air Laut Cina Selatan dan sedikit dari daratan Pulau Bangka (Praseno, 1984)

Dengan demikian, maka dapat dipahami, bahwa rendahnya konsentrasi $^{239,240}\text{Pu}$ di perairan Selat Bangka disebabkan karena tidak adanya sumber radioaktif yang dikeluarkan dari daerah sekitar Selat Bangka. Selain itu, selat Bangka juga mendapat pengenceran dari perairan yang masuk melalui sungai dari darat ke selat tersebut. Hal ini bisa dilihat salinitas air laut, yang lebih rendah dan suhu yang lebih tinggi dibandingkan dengan perairan lepas lainnya (Praseno, 1987).

KESIMPULAN

Hasil pencacahan selama 48 jam, aktivitas $^{239,240}\text{Pu}$ terdeteksi sangat kecil, yaitu sekitar $8.61278\text{E}-07 \text{ mBq/m}^3$ sampai tidak terdeteksi. Melihat posisi Selat Bangka yang merupakan selat sempit antara Pulau Bangka dan Pulau Sumatera, air laut permukaannya sangat dipengaruhi oleh air sungai yang berasal dari Pulau Bangka dan Pulau Sumatera. Pengaruh tersebut juga terlihat dari salinitas yang rendah karena pengaruh pengenceran dari sungai serta mempunyai suhu yang lebih tinggi dibanding laut sekitar. Dengan demikian, dapat dikatakan kecilnya aktivitas $^{239,240}\text{Pu}$ karena tidak adanya masukan bahan radioaktif dari daerah sekitar dan kecilnya pengaruh arus dunia di selat tersebut.

UCAPAN TERIMA KASIH

Penelitian ini merupakan rangkaian dari kegiatan rutin Bidang Radioekologi Kelautan BATAN yang selalu dikembangkan setiap tahunnya baik secara kualitas maupun kuantitas data dalam rangka menyediakan *baseline* data radioekologi kelautan. Untuk itu terima kasih diucapkan pada semua tim di BRK yang telah bahu membahu dalam pengambilan sampel, preparasi dan pengukuran dengan menggunakan spektrometer alfa.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Praseno, D.P, Kastoro, W & Moosa, M.K. 1984. Evaluasi kondisi perairan Selat Bangka dan sekitarnya, 1977-1978 dalam Evaluasi Kondisi Perairan Selat Bangka. Lembaga Oseanologi Nasional. LIPI. Jakarta.
- [2]. Levy, I. et al. (2011). Marine anthropogenic radiotracer in the Southern Hemisphere: New sampling and analytical strategies. *Progress in Oceanography* 89 (2011) pg. 120-133.
- [3]. Nakano, M. (2007). *Manual of standard procedures for analysis of marine samples*. Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories, JAEA. Pg. 10-16.
- [4]. ----- 2012. Laporan Akhir KLHS RPJMD Provinsi Bangka Belitung dalam Aplikasi KLHS dalam Rencana Pembangunan Daerah – Daerah Penerapan KLHS. PT. Dazya Ina Mandiri. Jakarta
- [5]. Departemen ESDM. 2006. Blue print pengelolaan energi nasional 2005/2006. Departemen ESDM. Jakarta.
- [6]. ARN. 2010. Agenda Riset Nasional 2010 – 2014. Lampiran II Keputusan Menteri Riset dan Teknologi No. 193/MKp/V/2010.
- [7]. IAEA. 2006. IAEA Safety Standards series No. WS-G-5.1. Release of sites from regulatory control on termination of practices: Safety guide, International Atomic Energy Agency.
- [8]. Gastaud, J. Povinec, P.P., Aoyama, M., Horise, K. Sanchez-Cabeza, J.A., Levy, I. Roos, P. Eriksson, M., Bosc, E & Rezzoug, S. 2011. Transport and Scavenging of Pu in Surface waters of the southern hemisphere Oceans. *Progress in Oceanography* 89. 92-100
- [9]. Yamada, M., Zheng, J., Wang, Z-L., 2006. ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ and $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratios in the surface waters of the western North Pacific Ocean, eastern Indian Ocean and their adjacent seas. *Sci. Total Environ.* 366, 242–252
- [10]. Povinec, P.P., Aarkrog, A., Buesseler, K.O., Delfanti, R., Hirose, K., Hoon-Hong, G., Itoa, T., Livingston, H.D., Nies, H. Noshkin, V.E., Shima, S. Togawa, O. 2005, ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ concentration surface water time series in the Pacific and Indian Oceans e WOMARS results. *Journal of Environmental Radioactivity* 81 (2005) 63-87

IMPLEMENTASI PEMANTAUAN PARAMETER OSEANOGRAFI PADA LAPISAN *THERMOCLINE* SELAT LOMBOK

Mohamad Nur Yahya

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif - BATAN

ABSTRAK

IMPLEMENTASI PEMANTAUAN PARAMETER OSEANOGRAFI PADA LAPISAN *THERMOCLINE* SELAT LOMBOK. Kecelakaan PLTN Fukushima Daiichi sebagai konsekuensi dari bencana gempa bumi 9 SR disertai gelombang tsunami setinggi lebih dari 7 meter dipantai timur Pulau Honsu pada 11 Maret 2011 mengakibatkan lepasan zat radioaktif ^{137}Cs ($t_{1/2}$ 30.2 tahun) ke lingkungan laut. Distribusi ^{137}Cs bergerak secara horizontal dari pesisir Fukushima ke arah Samudera Pasifik dan bergabung dengan arus *global scale oceanic belt*. Selat Lombok akan menjadi lokasi penting untuk pemantauan radionuklida yang terdispersi di samudera Pasifik dan berpotensi masuk ke perairan Indonesia melalui Indonesian Flowtrough pada lapisan *Thermocline*. Pemantauan lapisan *Thermocline* telah dilakukan dengan pengambilan data menggunakan CTD dalam program Indonesian Seas Transport/Exchange (SITE) *Cruise* di Selat Lombok. Hasil pengolahan data menggunakan *Open source software* ODV menunjukkan profil kedalaman *Thermocline* berkisar pada kedalaman 150 – 200 m serta didapatkan pula data salinitas, Oksigen dan pH pada profil kedalaman sebagai karakter oseanografi Selat Lombok.

Kata kunci: *Thermocline*, Selat Lombok, Oseanografi, CTD

ABSTRACT

THE IMPLEMENTATION OF MONITORING OCEANOGRAPHY IN THERMOCLINE LAYERS AT LOMBOK STRAITS. Fukushima Daiichi nuclear power plant accident as a consequence of 9 magnitude earthquake with tsunami waves more than 7 meters at the east coast of Honshu Island on March 11, 2011 has been releasing of radioactive materials ^{137}Cs ($t_{1/2}$ 30.2 years) to the marine environment. The distribution of ^{137}Cs moves horizontally from the coastal of Fukushima towards the Pacific Ocean and joined with the global scale oceanic currents belt. Lombok straits will be important point for monitoring dispersion of radionuclides in the Western Pacific region and potentially to flow into Indonesian Sea Waters via Indonesian Flowtrough in the *Thermocline* layers. The Monitoring of the *thermocline* layer has been carried out by using CTD instrument in the event of Indonesian Seas Transport / Exchange (SITE) *Cruise* in Lombok Strait. The results of data processing using opensource software ODV shown the *thermocline* depth profiles ranging between 150-200 m and also obtained the data of salinity, Oxygen and pH for depth profile as the oceanography character of Lombok Straits.

Keywords: *Thermocline*, Lombok Straits, Oceanography, CTD

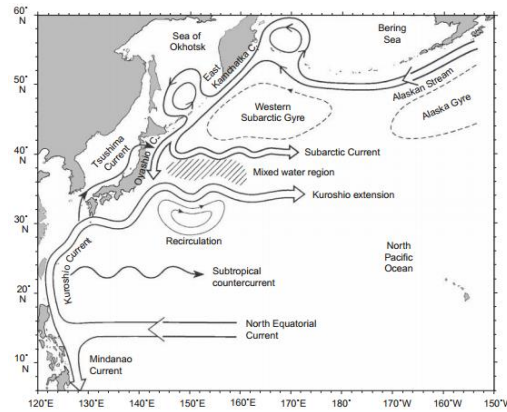
PENDAHULUAN

Kecelakaan PLTN Fukushima Daiichi sebagai konsekuensi dari bencana gempa bumi 9 SR disertai gelombang tsunami setinggi lebih dari 7 meter dipantai timur Pulau Honsu pada 11 Maret 2011 mengakibatkan lepasan zat radioaktif ke lingkungan. Mulai dari 21 Maret 2011 pengukuran radionuklida di sekitar pembangkit listrik setelah terjadi kecelakaan mengungkapkan kontaminasi yang cukup besar terlepas di lingkungan laut. Lebih dari 90% *total discharge* sekitar 3×10^{15} Bq Cs-137, 3×10^{15} Bq Cs-134 dan 11×10^{15} Bq Iodine-131 tersebar di lingkungan laut [1]. Kecelakaan nuklir di Fukushima tersebut telah melepaskan radionuklida produk fisi seperti ^{131}I ($t_{1/2}$ 8,1 hari), ^{134}Cs ($t_{1/2}$ 2,06 tahun) dan ^{137}Cs ($t_{1/2}$ 30.2 tahun) ke atmosfer, daratan dan lingkungan laut. Lepasannya radionuklida ^{137}Cs yang memiliki waktu paruh panjang selanjutnya bercampur dengan massa air laut lokal dan bermigrasi memasuki wilayah perairan samudera. Distribusi ^{137}Cs

bergerak secara horizontal dari pesisir Fukushima ke arah Samudera Pasifik dengan arus Kuroshio kemudian bergerak mengikuti North Pacific Current [2].

Sebagai negara yang diapit oleh dua lautan besar yakni samudera pasifik di bagian utara dan timur laut serta samudera hindia di bagian selatan dan barat daya Indonesia sebagai saluran bagi aliran massa air dari samudera pasifik ke samudera Hindia. Aliran massa air ini terjadi sebagai akibat adanya perbedaan tekanan antara kedua lautan tersebut.

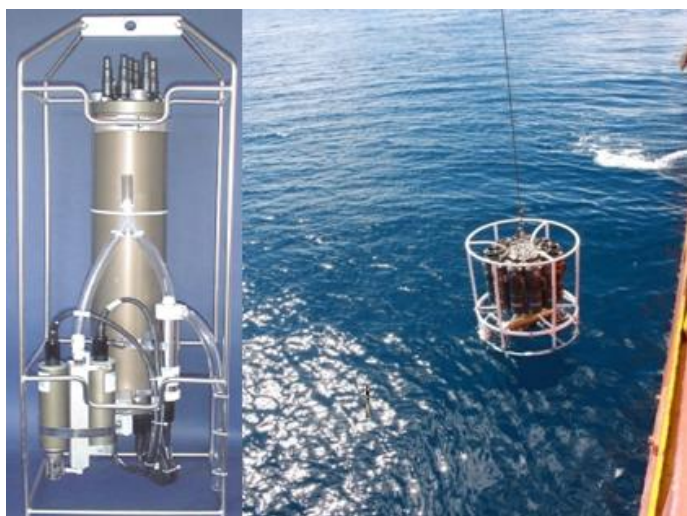
Karena sifat air yang selalu bergerak dari tempat tinggi ke tempat yang lebih rendah, maka bergeraklah air dari samudra pasifik ke samudra hindia yang lebih rendah berupa arus *thermocline*. Arus *thermocline* ini dimbangi oleh arus dasar yang bergerak dari daerah kutub ke daerah katulistiwa. Gerakan arus dasar ini timbul karena massa air di kutub terdesak oleh air yang datang dari daerah katulistiwa. Oleh karena itu lapisan *thermocline* akan menjadi fokus penelitian beserta parameter-parameter oseanografi yang ada kaitannya dengan proses tersebut.



Gambar 1. Arus laut di sekitar kepulauan Jepang

TATA KERJA

Pengukuran parameter oseanografi dilakukan menggunakan RV Baruna Jaya IV dalam Program *Indonesian Seas Transport/Exchange (SITE)* di Selat Lombok yang disponsori oleh First Institute of Oceanography (FOA-SOA China). Sebagai pembandingan dilakukan pengukuran parameter oseanografi di perairan Laut Flores. Pengukuran parameter oseanografi menggunakan CTD SBE 9Plus dan pengolahan data menggunakan software ODV.



Gambar 2. Proses pengoperasian CTD

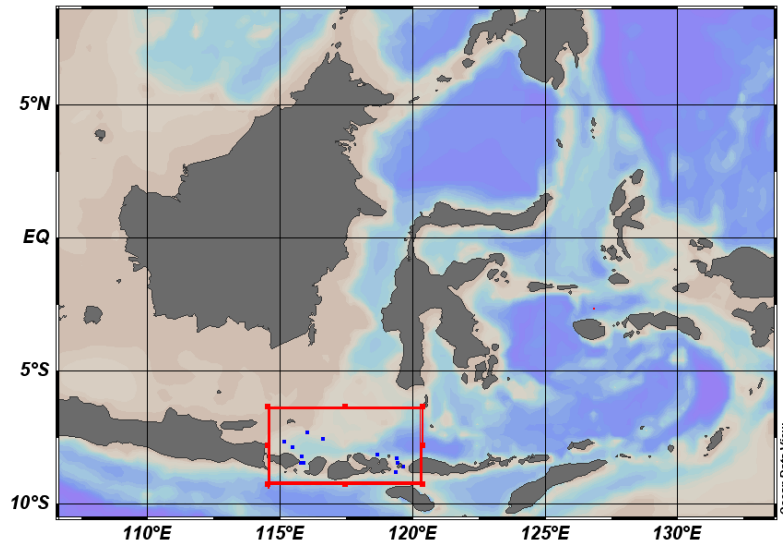
Penentuan lapisan *thermocline* dan pengukuran parameter oseanografi dilakukan pada 10 titik dari perairan Selat Lombok dan Laut Flores pada koordinat:

Tabel 1. Lokasi pemantauan parameter oseanografi

LOKASI			
08° 11.03'	S	115° 47.58'	E
08° 25.8'	S	115° 45.90'	E
08° 35.3'	S	115° 31.30'	E
08° 56.35'	S	115° 39' 90"	E
08° 38.14'	S	115° 08.64'	E
08° 36.00'	S	115° 56.00'	E
08° 57.3'	S	115° 49.7'	E
07° 58. 54'	S	117° 10.49'	E
07° 39. 00'	S	116° 41.03'	E
08° 27.38'	S	119° 41.30'	E

PEMBAHASAN

Selama mengikuti kegiatan *Indonesian Seas Transport/Exchange (SITE) Cruise* didapat 10 stasiun pengamatan laut dengan pemetaan sebagai berikut:

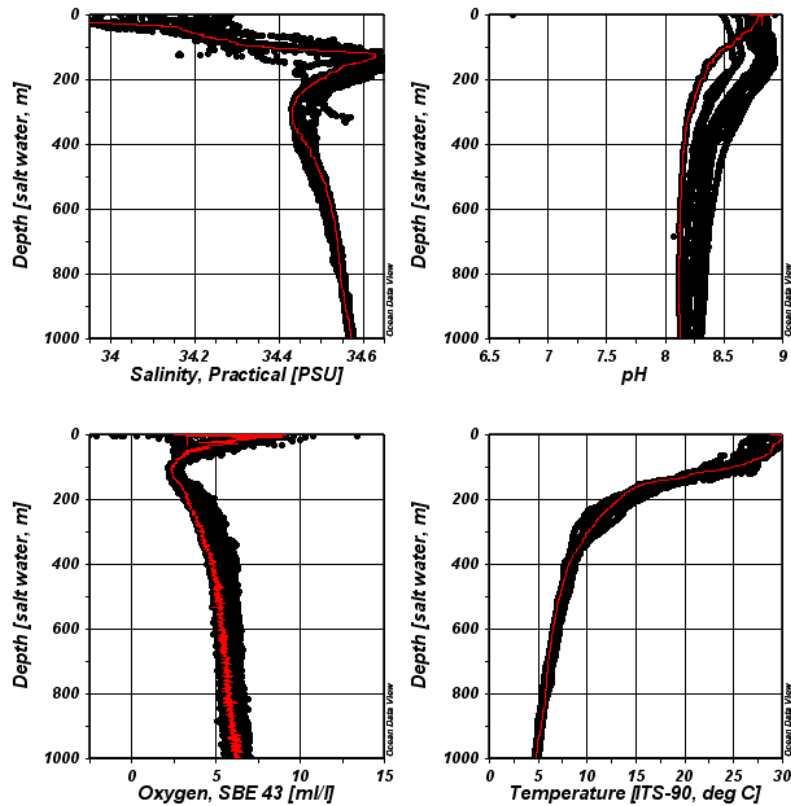


Gambar 3. Pemetaan Lokasi Penelitian

Penentuan lokasi titik pemantauan berdasarkan pada perpindahan massa air dari Samudera Pasifik melalui *Indonesian Troughflow* yang salah satunya mengalir ke Samudera Hindia melewati selat Lombok. Dua parameter pemantauan pada penelitian ini adalah temperatur dan salinitas (konsentrasi garam terlarut), karena keduanya mempengaruhi densitas yang merupakan faktor utama yang membangkitkan pergerakan vertikal air laut. Akan tetapi kemampuan CTD SBE9Plus juga dapat diperoleh parameter pendukung lainnya.

Perkembangan teknologi khususnya teknologi komputasi memungkinkan kita untuk menganalisis, menyajikan dan memvisualisasi data yang jumlahnya besar ke dalam suatu gambar,

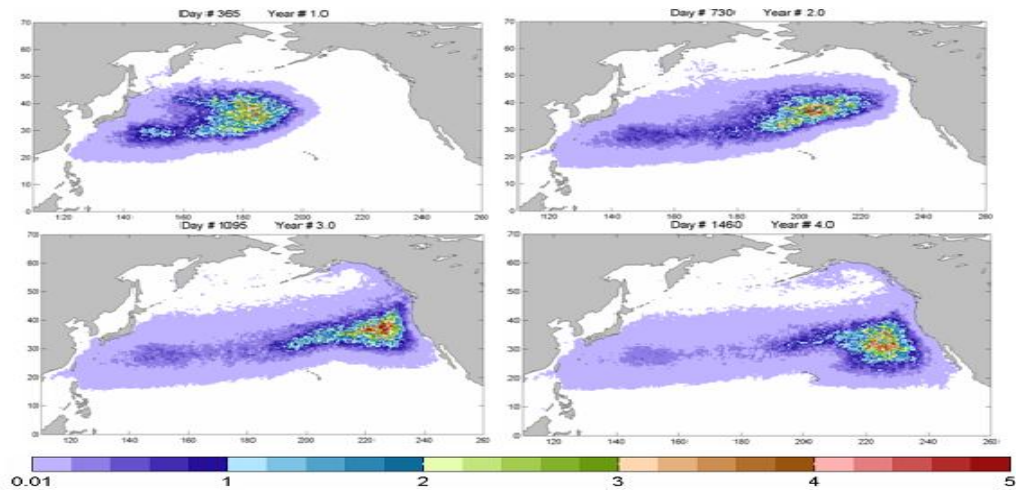
grafik atau tampilan lain sehingga data tersebut informatif dan menarik. Ocean Data View (ODV) adalah software yang dikembangkan oleh Prof.R.Schlitzer dari Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Bremerhaven, Germany. Data hasil pengukuran 10 stasiun diolah menggunakan *Open Source Software Ocean Data View* dan direpresentasikan dalam grafik distribusi parameter oseanografi (Gambar 4).



Gambar 4. Grafik Distribusi Parameter Oceanografi Terhadap Kedalaman

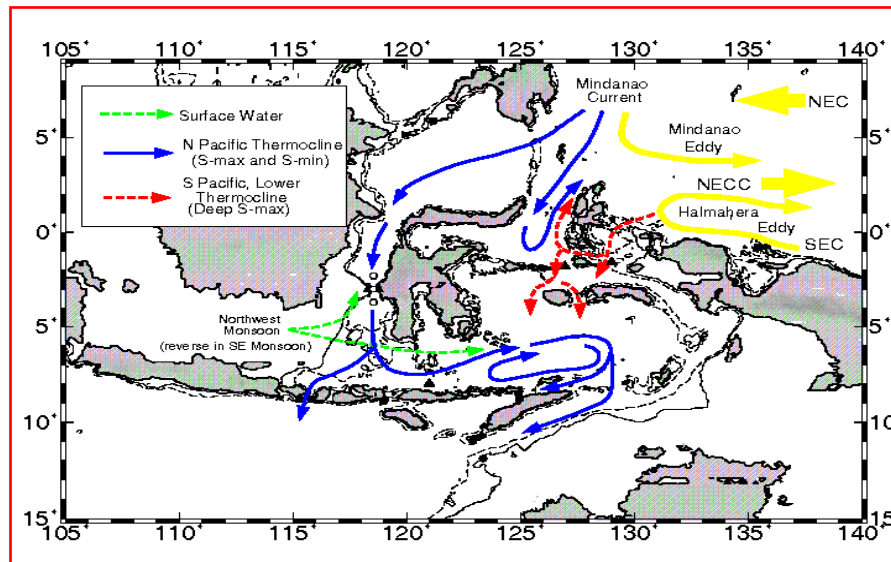
Grafik distribusi data pada Gambar 6 merupakan sekumpulan data pada semua titik pemantauan pada tiap-tiap kedalaman. Data ini akan menjadi profil karakter perairan Selat Lombok sebagai salah satu *Indonesian Troughflow* yang membawa aliran massa air yang berasal dari Samudera Pasifik. Data temperatur dan salinitas dapat digunakan untuk analisa perpindahan massa air yang berasal dari Samudera Pasifik. Data pH bisa diimplementasikan untuk kajian perilaku radionuklida pada pH tertentu dan data Oxygen bisa diaplikasikan untuk pengkajian nutrien dalam perairan tersebut.

Prediksi mengenai distribusi lepasan radionuklida ^{137}Cs dalam kaitannya dengan distribusi dan dispersi ke samudera sudah banyak dilakukan diantaranya dalam jurnal Nakano & Povinec dengan menggunakan pendekatan perilaku radionuklida di laut melalui adveksi, difusi dan *scavenging processes* menyatakan lepasan radionuklida ^{137}Cs tersebut membutuhkan waktu hingga 4 tahun untuk sampai ke pesisir barat US. Demikian pula prediksi yang telah dilakukan oleh International Pasific Research Center menggunakan pendekatan *the surface drifting buoys* memperkirakan lepasan ^{137}Cs akan mencapai pesisir barat US dalam kurun waktu 3,9 tahun.



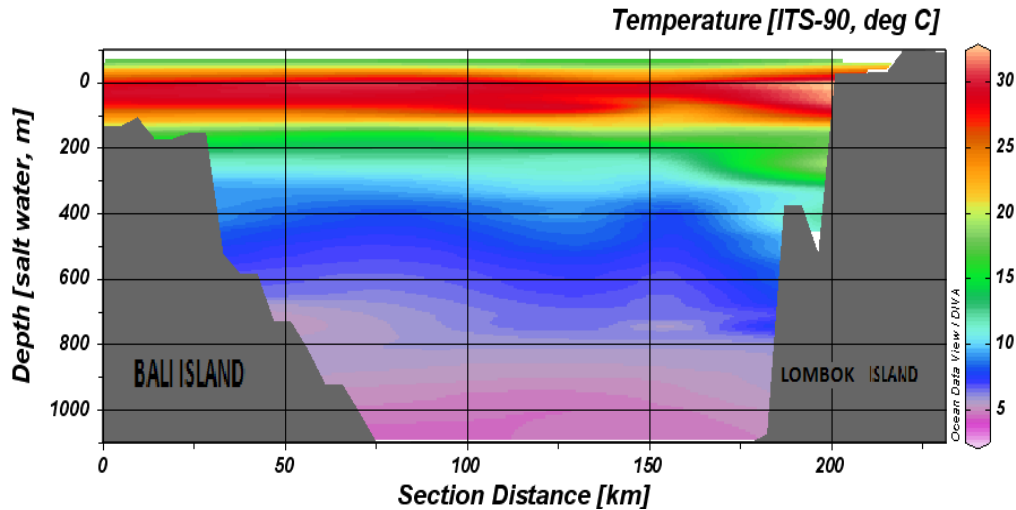
Gambar 5. Prediksi distribusi lepasan radionuklida ^{137}Cs di samudra Pasifik (Bq.L^{-1}) [3]

Sebagai konsekuensi masuknya radionuklida tersebut ke perairan samudera pasifik maka terdapat kemungkinan akan terdispersi juga di wilayah perairan Indonesia melalui *Indonesian Troughflow* atau biasa disebut ARLINDO. Massa air dari Pasifik menuju perairan Indonesia melalui tiga jalur diantaranya masuk melalui selat Mindanao menuju laut Sulawesi kemudian Selat Makasar. Jalur ini terbagi dua di ujung selat Makasar, sebagian langsung menuju samudera Hindia melewati Selat Lombok dan yang sebagian lagi berbelok ke timur melewati Laut Flores [4]. Hal ini berkaitan dengan adanya dugaan bahwa ARLINDO ini merupakan aliran air hangat antar samudera, yang merupakan bagian dari *global scale oceanic belt* (GORDON1986). Diduga pula proses ini membawa lepasan radioaktif dari kecelakaan nuklir PLTN Fukushima di Jepang ke wilayah perairan Indonesia tetapi mencakup wilayah yang lebih luas.



Gambar 6. Perpindahan massa air dari Samudra Pasifik ke arah samudra Hindia

Berdasarkan gambar di atas massa air dari samudera Pasifik yang masuk ke wilayah perairan Indonesia merupakan arus *Thermocline*, diperkirakan konsentrasi distribusi lapisan ^{137}Cs yang paling tinggi ada pada lapisan *Thermocline* [5]. Hal ini disebabkan karena densitas massa air yang berasal dari Samudera Pasifik lebih besar dibandingkan densitas perairan lokal Indonesia karena adanya perubahan suhu dan salinitas sehingga perlu diketahui lapisan *thermocline* pada jalur tersebut yakni Selat Lombok.

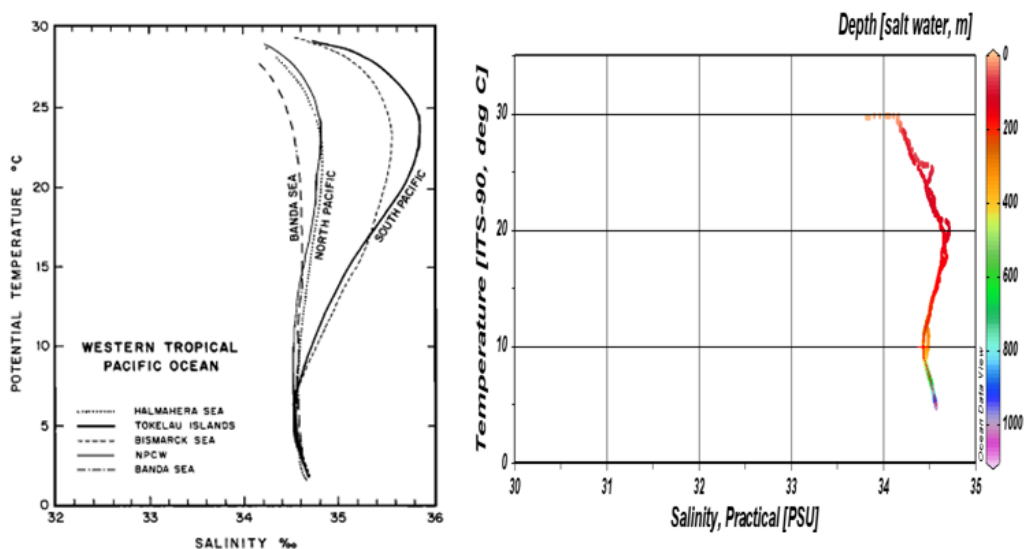


Gambar 7. Kontur Perubahan Temperatur secara vertikal di Selat Lombok

Penentuan lapisan *Thermocline* di Selat Lombok berdasarkan pada perubahan temperatur yang sangat signifikan. Pada Gambar 7 dapat terlihat gradasi penurunan temperatur yang sangat signifikan pada kedalaman antara 150-200 m. Pada lapisan termoklin memiliki ciri gradien suhu yaitu perubahan suhu terhadap kedalaman sebesar 0.1°C untuk setiap pertambahan kedalaman satu meter.

Temperatur perairan pada negara-negara pada kawasan equator sangat dipengaruhi oleh energi termal radiasi matahari akan tetapi banyak diserap oleh lapisan permukaan. Konduksi secara vertikal akibat energi termal radiasi matahari terjadi sangat lambat sehingga hanya sebagian kecil panas yang dipindahkan ke bawah melalui proses tersebut. Akibat adanya radiasi sinar matahari yang lebih intensif, suhu permukaan air laut di daerah katulistiwa menjadi lebih tinggi dibandingkan dengan suhu air laut di daerah kutub. Akibat perbedaan suhu itu, maka kerapatan air laut di katulistiwa menjadi renggang.

Sirkulasi *Thermocline* global secara garis besar meliputi gerakan air vertikal yang menyebabkan terjadinya gerak air secara horizontal. Fenomena gerakan air ini mempengaruhi temperatur dan salinitas pada laut bagian dalam dan memiliki efek yang sangat besar pada sebaran karakteristik laut yang lainnya. Sirkulasi vertikal ini tidak disebabkan oleh angin tetapi oleh perbedaan kerapatan dari massa air yang berbeda [6].



Gambar 8. Perbandingan grafik T-S North Pacific (kiri)[7] dengan Selat Lombok (kanan)

Temperatur merupakan karakter fisik air laut yang sangat penting, karena digunakan untuk mengidentifikasi badan air laut secara umum. Sebaran temperatur pada permukaan dipengaruhi oleh fluks panas, penguapan, curah hujan serta pembekuan dan pencairan es di laut. Perubahan temperatur pada permukaan laut dapat menimbulkan penurunan atau peningkatan kerapatan air pada permukaan laut. Jika air dari permukaan mengalir ke bagian laut yang lebih dalam, maka akan terjadi hubungan yang khusus antara temperatur dan salinitas yang dapat digunakan untuk identifikasi sumber dan untuk merunut gerakan air laut bagian dalam [8].

Percampuran 2 massa air dapat dilihat melalui grafik T-S. pada gambar 8 adalah perbandingan grafik T-S hasil pemantauan data di Selat Lombok dengan grafik T-S di samudera Pasifik. Grafik yang dihasilkan dari pengolahan data identik dengan yang ada dalam literatur Interocean Exchange of *Thermocline* Water - Gordon 1986.

KESIMPULAN

Dari hasil pemantauan parameter oseanografi pada Selat Lombok telah diketahui kedalaman lapisan *Thermocline* pada kedalaman 150-200 m yang merupakan jalur perpindahan massa air dari Samudera Pasifik. Karakter perairan laut dalam yang didapat dari grafik T-S di Selat Lombok identik dengan grafik T-S di Samudera Pasifik menandakan perpindahan massa air telah terjadi dari Samudera Pasifik memasuki perairan Indonesia. Implementasi pemantauan parameter oseanografi pada lapisan *Thermocline* perlu diketahui sebagai bahan pertimbangan kedalaman titik sampling pada kegiatan pemantauan radionuklida akibat dampak kecelakaan PLTN Fukushima tahun 2011 lalu.

UCAPAN TERIMA KASIH

Pada kesempatan ini penulis mengucapkan terima kasih kepada seluruh master dan crew R/V Baruna Jaya IV atas kerjasamanya dan kerja kerasnya selama pelayaran. Secara khusus penulis juga berterima kasih kepada Bapak Ikhsan Wahyono dari Balai Teknologi Survei Kelautan – BPPT atas kesempatan yang diberikan kepada penulis untuk melakukan penelitian

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. International Atomic Energy Agency (2012). Marine benchmark study on the possible impact of the Fukushima radioactive releases in the Asia-Pacific Region Regional Training Course (RTC) Assessment of Radiological Risks at Basic Level, Thailand 2011.
- [2]. Nakano.M, Povinec.P. Long Term Simulations of The Cs¹³⁷ Dispersion From Fukushima Accident in The World Ocean. *Journal of Environmental Radioactivity, Elsevier*(2012).Pages 109-115.
- [3]. Nikolai Maximenko. Et all. Ocean Surface Circulation. *International Geophysics-Ocean Circulation and Climate 21st Century Prespective. Elsevier* (2013). Vol.103 Pages 68-73.
- [4]. M. Hasanudin. Arus Lintas Indonesia (ARLINDO), Oseana (1998) . Vol.XXIII, No. 2 Hal 1-9
- [5]. R.Dwi Susanto. On Board Training- *Indonesian Seas Transport/Exchange (SITE)*, Lombok Nov 2013.
- [6]. Purba,M. Distribution of Temperature and Salinity in the Ocean. *Proceeding of the Seminar on the Development of Marine Radioecology in Indonesia*. Jakarta 2004
- [7]. Gordon A.L. Interocean Exchange of *Thermocline* Water. *Journal of Geophysical Research* .Vol.91 Pages 5037-5046.
- [8]. Chevy Cahyana. Implementasi Model Sebaran Temperatur di Semenanjung Muria. *Hasil Penelitian dan Kegiatan PTLR Tahun 2006* . 85-91.
- [9]. Heny Suseno, Wahyu Retno. Pemantauan Radioekologi Kelautan Di Perairan Bangka Barat dan Bangka Selatan : Pemantauan Lingkungan Laut Pada Radius 10 Km dari Calon Lokasi PLTN. *Hasil Penelitian dan Kegiatan PTLR Tahun 2012* . 351-364